

ALINE DOS SANTOS KLÔH

Tolerância fisiológica do bivalve *Mytella charruana*, dos cirripédios *Amphibalanus reticulatus*, *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* e potencial invasor.

CURITIBA

2011

ALINE DOS SANTOS KLÔH

Tolerância fisiológica do bivalve *Mytella charruana*, dos cirripédios *Amphibalanus reticulatus*, *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* e potencial invasor.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, com requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Rosana Moreira da Rocha

Co-orientadora: Prof.^a Dr.^a Carolina de Oliveira Arruda Freire.

CURITIBA

2011

A adversidade desperta em nós capacidades que, em
circunstâncias favoráveis, teriam ficado adormecidas.

(Horácio)

Agradecimentos

À Dr^a Rosana Moreira da Rocha por aceitar me orientar sem ao menos me conhecer, me mostrar melhor o mundo da pesquisa e é claro pelas coletas em locais lindos!

À Dr^a Carolina Freire que foi muito mais que uma co-orientadora, foi quem muitas vezes me acalmou quando tudo parecia que ia ser difícil, me ajudou a suportar as dificuldades de estar longe de casa e muito mais. Muito obrigada!

À Cristiane Maria da Rocha Farrapeira por me ajudar na identificação das cracas e me ensinar muitos sobre esses animais e ainda ter me recebido em Pernambuco com toda a hospitalidade!

Aos amigos do LFCO e do Laboratório de Ecologia de invertebrados marinhos bentônicos por todo companheirismo e por me aturarem durante esses dois anos com esse meu sotaque diferente e meu jeito escandaloso de ser! Um agradecimento especial ao Marco Veiga e Ana Paula Rigo, por terem ajudado do início ao fim para que essa dissertação fosse realizada.

Aos amigos Fernanda, Ângela, Silvia, Catarina, Ellie, Janaína, Jeny e Walmes por tentarem fazer essa cinza Curitiba um pouco mais colorida! Obrigado por todos os momentos de diversão e por me escutarem reclamar tanto, rs!

À minha família por entenderem minha ausência em momentos que deveria estar presente! Amo muito vocês!

Ao Iate Clube de Paranaguá, UNIVALI – campus Penha e Fazenda Marinha Atlântico Sul pelo apoio ao projeto ao disponibilizar suas dependências para a coleta dos animais.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

Aos professores que avaliaram o trabalho, Dr^a Marta Marques de Souza e Dr^a Maria Angélica Haddad, pelas correções e sugestões concedidas.

A todos que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho, seja nas coletas, seja nas análises, ou mesmo com idéias ou apoio moral.

MUITO OBRIGADA!

Sumário

Resumo	1
Abstract	3
Introdução Geral	4
Referências bibliográficas.....	7
Capítulo I: Tolerância fisiológica a variação de salinidade e temperatura do bivalve nativo <i>Mytella charruana</i> e dos cirripédios <i>Fistulobalanus citerosum</i> (nativo) e <i>Amphibalanus reticulatus</i> e <i>Megabalanus coccopoma</i> (introduzidos).....	10
1. Introdução	10
2. Material e Métodos	13
2.1. Espécies estudadas	13
2.2. Coleta dos espécimes	14
2.3. Experimento em laboratório	14
2.4. Observação do comportamento.....	16
2.5. Análises estatísticas	16
3. Resultados	17
3.1. Avaliação do efeito da salinidade	17
3.2. Efeito da temperatura sobre o bivalve <i>Mytella charruana</i>	26
4. Discussão	30
5. Referências bibliográficas.....	34
Capítulo II: Distribuição de cracas nativas e introduzidas na região entremarés dos costões rochosos brasileiros.....	40
Introdução	40
Material e métodos	43
Resultados	45
Discussão.....	48
Referências bibliográficas	52

Resumo

A bioinvasão é considerada uma das maiores ameaças aos ecossistemas marinhos oceânicos e costeiros e ocorre em praticamente todo o mundo. Os ambientes portuários são os mais sujeitos à chegada de muitas espécies não nativas, sendo os substratos artificiais presentes nestes ambientes o primeiro local de estabelecimento da fauna exótica, que posteriormente poderá invadir substratos naturais da região como costões rochosos e manguezais. O estabelecimento dessas espécies é influenciado por vários fatores, entre eles a tolerância fisiológica da espécie a variações de salinidade e temperatura. Assim os principais objetivos dessa dissertação foram: (1) avaliar a tolerância fisiológica das espécies de craca *Amphibalanus reticulatus*, *Megabalanus coccopoma* (ambas introduzidas) e *Fistulobalanus citerosum* (nativa) e do mexilhão *Mytella charruana* em relação à variação de salinidade e temperatura; (2) analisar a distribuição e abundância de cirripédios nativos, introduzidos e criptogênicos ao longo dos costões brasileiros, na região entremarés. Para avaliar a tolerância fisiológica, os animais foram expostos por 6h a diferentes salinidades (0-40) e temperaturas (10-30°C) e posteriormente a hemolinfa dos mesmos foi retirada para dosagem de osmolalidade e dos íons Na^+ , Cl^- e K^+ . As espécies estudadas apresentaram certa capacidade de manter a estabilidade da hemolinfa, sustentando gradientes em relação à água externa. Essa homeostasia foi mantida devido à habilidade que esses animais possuem de se isolar da variação externa por meio do fechamento de suas “conchas”, exceto para a espécie *M. coccopoma*, que parece apresentar o mecanismo de regulação anisomótica extracelular. A espécie que demonstrou maior capacidade fisiológica para lidar com a variação de salinidade foi a craca introduzida *M. coccopoma*, o que implica em alto potencial invasor desta espécie. Além disso, a temperatura demonstrou ser um fator importante na capacidade de manutenção da homeostasia do fluido extracelular, uma vez que a espécie *M. charruana* apresentou uma maior variação da osmolalidade e da concentração de íons quando foi exposta à temperatura de 30°C. A distribuição dos cirripédios ao longo da costa brasileira foi avaliada no Ceará, Pernambuco, Espírito Santo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul com a utilização de *quadrats* (0,25 m²) e método de amostragem de interseção de pontos (100 por quadrat). Foram encontradas nove espécies de cracas sendo três nativas (*Chthamalus bisinuatus*, *C. proteus* e *Tetracita stalactifera*), quatro exóticas (*Amphibalanus reticulatus*, *Megabalanus coccopoma*, *M. tintinnabulum* e *Newmanella radiata*) e duas criptogênicas (*A. amphitrite* e *A. improvisus*). Os locais com maior riqueza de espécies foram Ubú (ES) e Ilha do Mel (PR) e o táxon mais abundante *Chthamalus* spp. Embora a abundância de espécies introduzidas e

criptogênicas encontradas nos costões amostrados tenha sido pequena, a detecção precoce dessas espécies é fundamental para que possam ser realizadas ações de manejo de forma a evitar o estabelecimento e controlar a expansão das mesmas.

Abstract

Bioinvasion is considered one of the greatest threats to oceans and coastal marine ecosystems and occur in virtually all of them. Port areas are the most prone to the arrival of many non-native species, and artificial substrates present in these environments the first place for the establishment of exotic wildlife, which might invade the region's natural substrates such as rocky shores and mangroves. The establishment of these species is influenced by several factors, among them the physiological tolerance of species to changes in salinity and temperature. Thus the main objectives of this dissertation were: (1) To evaluate the physiological tolerance to variation in salinity and temperature of the barnacles *Amphibalanus reticulatus*, *Megabalanus coccopoma* (both introduced) and *Fistulobalanus citerosum* (native) and the native mussel *Mytella charruana*, (2) To study the distribution and abundance of native, introduced and cryptogenic barnacles along Brazilian rocky shores in the intertidal zone. To evaluate the physiological tolerance, the animals were exposed for 6h at different salinities (0-40) and temperatures (10-30°C) and the hemolymph was sampled to dosage Na⁺, K⁺ and Cl⁻. The species can control the stability of the hemolymph, maintaining gradients in relation to external water. This homeostasis is maintained due to the ability of these animals to insulate themselves from external variation by closing of their shells, except for *M. coccopoma*, which appears to have the mechanism for anisosmotic extracellular regulation. The species with the higher physiological capacity to cope with the salinity variation was the introduced barnacle *M. coccopoma*, which implies a high invasive potential of this species. Moreover, the temperature has proved to be an important factor in the ability to maintain homeostasis of the extracellular fluid, since the species *M. charruana* showed greater variation in osmolality and ion concentration when exposed to 30 °C. The distribution of barnacles along the Brazilian coast was studied at Ceará, Pernambuco, Espírito Santo, Paraná, Santa Catarina and Rio Grande do Sul with the use of quadrats (0,25 m²) coupled with the intersection points sample method (100 per quadrat). We found nine species of barnacles, among which three native (*Chthamalus bisinuatus*, *C. proteus* and *Tetracita stalactifera*), four exotic (*Amphibalanus reticulatus*, *Megabalanus coccopoma*, *M. tintinnabulum* e *Newmanella radiata*) and two cryptogenic (*A. amphitrite* and *A. improvisus*). Sites with greater diversity were Ubú (ES) and Ilha do Mel (PR) and the most abundant taxon *Chthamalus* spp. While the abundance of introduced and cryptogenic species found in the rocky shores sampled was small, yet early detection is key to management actions to prevent the establishment and control the expansion of these species.

Introdução Geral

A bioinvasão é considerada uma das maiores ameaças aos ecossistemas marinhos oceânicos e costeiros e ocorrem em praticamente todo o mundo (Carlton, 1992; Ruiz *et al.*, 2000). Os principais vetores de transporte para esses organismos são a navegação, a aquariofilia e a aquicultura (Ruiz *et al.*, 2000). Os navios são os vetores mais significativos e podem transportar tanto espécies incrustadas (incrustantes e associadas) no casco da embarcação, como na água de lastro, que preenche tanques internos para dar equilíbrio quando o navio está parcialmente carregado ou vazio (Carlton, 1992; Ruiz *et al.*, 2000; Fofonoff *et al.*, 2003; Souza *et al.*, 2009). A quantidade de organismos incrustantes nas embarcações depende das características dos navios, do porto e da fisiologia e biologia das espécies incrustantes, entre outros fatores (Floerl, 2003). Os ambientes portuários estão sujeito à chegada de muitas espécies não nativas, sendo os substratos artificiais presentes nestes ambientes o primeiro local de estabelecimento da fauna exótica, que poderá invadir substratos naturais da região como costões rochosos e manguezais (Floerl e Inglis, 2003).

O estabelecimento das espécies transportadas é influenciado pela pressão de propágulos (Alpert, 2006); por características da biologia da espécie, como adaptações a variações ambientais e tolerância fisiológica (Lee, 2002); e por características do ambiente invadido, como quantidade de espécies já introduzidas, biodiversidade, grau de perturbação, disponibilidade de recursos e ausência de predadores (Cohen e Carlton, 1998; Lee, 2002). Outras características que parecem facilitar o estabelecimento de espécies são: elevadas taxas reprodutivas, dispersão facilitada e espécies nativas com baixa capacidade competitiva (Kolar e Lodge, 2001; Sakai *et al.*, 2001)

Após o estabelecimento, muitas espécies causam efeitos negativos na economia, no meio ambiente e até mesmo na saúde pública (Carlton, 1992; Grosholz, 2002;). Na economia, implica em maiores gastos na limpeza de estruturas de usinas hidrelétricas, de cascos de navio e de estruturas de marinas e portos e ainda acarreta o aumento do custo na produção de ostras e mexilhões (Carlton, 1985; Rocha e Kremer, 2005). Dentre os impactos ecológicos, podemos citar a alteração das relações tróficas e nos processos do ecossistema, devido ao deslocamento das espécies nativas pelas exóticas, através da alteração das interações ecológicas existente entre as espécies, como competição por limitação dos recursos (Pimentel *et al.*, 2000; Hasegawae e Maikawa, 2006; Stafford e Bell, 2006; Cavia *et al.*, 2009).

Os costões rochosos são considerados um dos ecossistemas mais importantes da zona costeira, por apresentar uma elevada riqueza de espécies com alto valor econômico e ecológico como mexilhões, ostras, crustáceos e peixes (Nybakken, 1997; Coutinho e Zalmon, 2009). A distribuição de espécies neste ambiente é limitada por fatores bióticos e abióticos que faz com que as espécies se distribuam em diferentes zonas, são elas: franja do sublitoral, zona inferior dominada por algas; eulitoral, zona intermediária com presença de macroalgas e invertebrados; franja do litoral, povoada por líquens, cianofíceas e gastrópodes (Lewis 1964). Connell (1961) ao realizar um clássico experimento para testar os fatores limitantes na distribuição de espécies em costões, observou que fatores bióticos, como competição e predação, estabelecem o limite inferior de espécie e o limite superior é dependente de fatores abióticos, devido à transitória exposição à água causar uma escassez de comida e um grande perigo de dessecação dos organismos.

Dentre os fatores abióticos, salinidade e temperatura estão entre os que exercem maior influência na distribuição, abundância e sobrevivência de espécies (Barnes e Klepal 1974; Odum 1988; Péqueux 1995; Bergan e Kharazova 1997; Begon 2007; Freire et al. 2003; 2008). A variação da salinidade afeta, por exemplo, o balanço osmótico de moluscos, acarretando em gasto energético para reajustar sua concentração osmótica (Cheng *et al.*, 2002). O aumento da temperatura global também influencia no padrão de distribuição de espécies e parece ser um fator que, ao longo de décadas, pode facilitar o estabelecimento e dispersão de espécies introduzidas (Stachowicz *et al.*, 2002). O aquecimento global pode influenciar em várias etapas do processo de bioinvasão como no transporte, colonização, estabelecimento e dispersão das espécies (Walther *et al.*, 2009). Dessa forma, espera-se que a distribuição e abundâncias de espécies mudem de acordo com sua tolerância térmica e habilidade de se adaptar (Harley *et al.*, 2006).

Diante da variação de salinidade, os animais possuem duas estratégias fisiológicas: a osmoconformação e a osmorregulação. Animais osmoconformadores alteram a concentração osmótica de seus fluídos corporais de acordo com a variação do meio externo, tornando-se isosmóticos. Animais osmorreguladores apresentam capacidade de regular a concentração osmótica de seus fluidos, ou seja, mesmo diante da variação do ambiente são capazes de manter um gradiente osmótico entre o meio extracelular e o meio externo através da regulação anisomótica extracelular (RAE) (Péqueux 1995; Schmidt-Nielsen, 2002).

Animais osmoconformadores apresentam variação de volume celular de acordo com a diluição ou concentração do meio extracelular em função do meio externo. Quando os animais são expostos a uma água hiposalina, o volume celular aumenta, devido à entrada de

água na célula; e quando há um choque hiper-salino, o volume celular diminui devido o efluxo de água para o meio extracelular. Após um certo período de exposição, posteriormente as células terem murchado ou inchado, o volume celular é recuperado, pelo menos parcialmente, através de um mecanismo de regulação de volume chamado regulação isosmótica intracelular (RII) (Pierce, 1982). Esse mecanismo envolve o transporte de solutos orgânicos (aminoácidos livres ou componentes de amônia quaternária) e/ou inorgânicos (íons como Na^+ , Cl^- e K^- ou Na^+) de forma a retomar o volume celular (Pierce e Politis, 1990). Estudo comparando crustáceos osmoconformadores e osmorreguladores demonstrou que devido ao fato dos osmoconformadores estarem mais sujeitos a variação de volume apresentam melhor capacidade de regulação do mesmo, através de RII, que animais osmorreguladores (Foster et al 2010).

Embora sejam animais osmoconformadores, como a maioria dos invertebrados, as cracas são os únicos crustáceos sésseis e habitam os ambientes estuarinos e marinhos, sendo um dos animais mais característicos da zona entremarés em todo mundo (Lewis, 1964). Além disso, são organismos dominantes da fauna incrustante de navios (Gollasch, 2002; Godwin, 2003; Farrapeira *et al.*, 2007) sendo essa uma característica que permite muitas espécies possuam distribuição cosmopolita, principalmente as mais adaptadas fisiologicamente (Van Syoc, 2009). Dentre as quatro ordens de cirripédios existentes, apenas Thoracica possui carapaça externa formada por placas calcárias (Crisp e Bourget, 1985). A maioria das espécies que vive no ambiente estuarino e marinho pertence a subordem Balanomorpha. Os principais vetores relacionados a introdução desse grupo são água de lastro, durante a fase larval, e por bioincrustação, para organismos adultos (Mayer-Pinto, 2004).

As principais espécies de cracas introduzidas e nativas da subordem Balanomorpha que ocorrem no Brasil são: *Amphibalanus amphitrite*, *A. eburneus*, *A. improvisus*, *A. reticulatus*, *A. venustus*, *Balanus trigonus*, *Chthamalus bisinuatus*, *C. proteus*, *Fistulobalanus citerosum*, *Megabalanus coccopoma*, *M. tintinnabulum*, *Microeuraphia rhizophorae*, *Striatobalanus amaryllis* e *Tetraclita stalactifera* (Farrapeira 2006; 2008; 2009; Rocha *et al.*, 2010). Dentre estas, as mais comuns no Iate Clube de Paranaguá são *A. reticulatus* e *F. citerosum*. Além dessas duas espécies de cracas, o mexilhão *Mytella charruana* está entre os invertebrados bentônicos mais abundantes nesta região (Rocha *et al.*, 2010). Já *M. coccopoma* também ocorre nesta localidade, porém é pouco abundante sendo uma espécie comum em região de cultivo de ostras de mexilhões (Severino e Resgalla, 2005; Cangussu *et al.*, 2007).

Atualmente o fenômeno de bioinvasão vem mudando o padrão de distribuição de muitos organismos. Neste contexto surge o interesse em avaliar a tolerância à variação de parâmetros como salinidade e temperatura e relacioná-los com o padrão de distribuição das espécies e com a bioinvasão de novos ambientes. Baseados neste contexto, essa dissertação foi dividida em dois capítulos. O Capítulo I apresenta uma comparação entre a tolerância fisiológica das espécies de mexilhão *Mytella charruana* (nativo) e dos cirripédios *Fistulobalanus citerosum* (nativo) e *Amphibalanus reticulatus* e *Megabalanus coccopoma* (introduzidos) em relação à variação de salinidade. Além da variação de salinidade, também foi avaliada a tolerância frente à variação de temperatura do mexilhão *M. charruana*. No capítulo II, foi realizado um levantamento da comunidade de cracas da subordem Balanomorpha presentes ao longo do litoral brasileiro. As espécies foram classificadas como introduzidas, criptogênicas ou nativas de acordo com a literatura existente.

Espera-se que os dados gerados por este trabalho venham contribuir para um melhor conhecimento da fisiologia e distribuição das espécies estudadas e que possam ser utilizados para propor medidas de controle, prevenção e monitoramento da expansão das espécies introduzidas, de forma a proteger a biodiversidade marinha.

Referências bibliográficas

- Alpert P (2006) The advantages and disadvantages of being introduced. **Biological Invasions** 8:1523–1534
- Barnes H, Klepal W (1974) The general biology of *Verruca stroemia* (O.F. Müller) IV. Effect of salinity and temperature on survival, behavior, and osmotic relations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 14:37-46
- Begon M, Harper J, Townsend C (2007) **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. Artmed, Porto Alegre
- Bergan VJ, Kharazova AD (1997) Mechanisms of salinity adaptations in marine molluscs. **Hydrobiologia** 355:115-126
- Cangussu LC, Kremer LP, Rocha RM, Pitombo FB, Heyse H, Bornancin EC (2007) Cracas (Cirripedia, Balanomorpha) introduzidas em um cultivo de mexilhões: composição de espécies e potencial invasor. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG
- Carlton JT (1985) Transoceanic and inter-oceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review** 23: 313–317
- Carlton JT (1992) Introduced marine and estuarine mollusks of north America: an end-of-the-20th-century perspective. **Journal of Shellfish Research** 11(2): 489-505
- Cavia NP; López P; Martín J (2009) Interspecific differences in chemosensory responses of freshwater turtles: consequences for competition between native and invasive species. **Biological Invasions** 11: 431–440.

- Cheng W; Yeh S H; Wang C S; Chen J C (2002) Osmotic and ionic changes in Taiwan abalone *Haliotis diversicolor supertexta* at different salinity levels. **Aquaculture** 203: 349-357
- Cohen NA; Carlton JT (1998) Accelerating invasions rate in a highly invaded estuary. **Science** 279: 555-558.
- Connell JK (1961) Effects of competition, predation by *Thais lappilus*, and the other factors on natural population of the barnacle *Balanus balanoides*. **Ecological Monographs** 31(1): 61-104
- Coutinho RE; Zalmon IR (2009) Os bentos de costões rochosos. In: Pereira RC; Soares-Gomes Biologia Marinha. Rio de Janeiro: Interciências, 2009. pp 281-297.
- Crisp DJ; Bourget E (1985) Growth in barnacle. **Advances In Marine Biology** 22: 199-244.
- Farrapeira CMR (2006) Barnacles (Cirripedia: Balanomorpha) of the estuarine region of Recife, Pernambuco. **Brazilian Tropical Oceanography** 34(2):101-120
- Farrapeira CMR (2008) Cirripedia Balanomorpha del estuario del río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil) **Biota Neotropica** 8(3):31-39
- Farrapeira CMR (2009) Barnacles (Crustacea : Cirripedia) of the estuarine and marine areas of the port of Recife (Pernambuco,Brazil). *Cah Biol Mar* 50:119-129
- Farrapeira CMR; Melo AVDOM.; Barbosa DF; Silva KMED (2007) Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. **Brazilian Journal of Oceanography** 55 (3): 207-221
- Floerl O (2003) Factores that influence hull fouling on ocean-going vessels. Hull fouling A mechanism for marine invasive species introductions. Proceedings of a Workshop on current issues and potencial management strategies. 6- 13
- Floerl O e Inglis GJ (2003) Boat harbour design can exacerbate hull fouling. **Austral Ecology** 28: 116–127
- Fofonoff PW; Ruiz GM; Steves B; Carlton JT (2003) In ships or on ships? Mechanisms of transfer and invasion for nonnative species to the coasts of North America. In- Invasive Species: Vectors and Management Strategies, ed. Island Press, 518p.
- Freire CA, Cavassin F, Rodrigues EN, Torres AH, McNamara JC (2003) Adaptative patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. *Comp Biochem Physiol* 136A:771–778
- Freire CA, Amado EM, Souza LR, Veiga MPT, Vitule JRS, Souza MM, Prodocimo V (2008) Muscle water control in crustaceans and fishes as a function of habitat, osmoregulatory capacity, and degree of euryhalinity. *Comp Biochem Physiol* 149A:435–446
- Godwin LS (2003) Hull Fouling of Maritime Vessels as a Pathway for Marine Species Invasions to the Hawaiian Islands. **Biofouling** 19: 123–131
- Gollasch S (2002) The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. **Biofouling** 18:105-121
- Grosholz E (2002) Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. **Trends in Ecology and Evolution** 17(1): 22-27
- Harley CDG; Hughes AR; Hultgren KM; Miner BG; Sorte CJB; Thornber CS; Rodriguez LF; Tomanek L; Williams SL (2006) The impacts of climate changes in costal marine systems. **Ecology Letters** 9:228-241
- Hasegawa K; Maekawa K (2006) The effects of introduced salmonids on two native stream-dwelling salmonids through interspecific competition. **Journal of Fish Biology** 68: 1123–1132
- Kolar CS; Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution** 16: 199-204.
- Lee CE (2002), Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology and Evolution* 17(8): 386-391
- Lewis, J. R. (1964) *The Ecology of Rocky Shore*. English University Press, London, pp. 300.

- Mayer-Pinto M (2004) Recrutamento e crescimento de cirripédios na Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil. 87p. Dissertação (Mestrado) - Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Nybakken JW (1997) Marine Biology: an ecological approach, 4. ed., Califórnia: Addison Wesley, Longman, 481p.
- Odum EP (1988) Ecologia. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro
- Péqueux A (1995) Osmotic regulation in crustaceans. **Journal of Crustacean Biology** 15:1–60
- Pierce SK (1982) Invertebrate cell volume control mechanisms: a coordinated use of intracellular amino acid and inorganic ions as osmotic solute. **Biological Bulletin** 183: 405-419
- Pierce, S.K.; Politis, A.D. Ca^{2+} Activated cell volume recovery mechanisms. **Annual Reviews of Physiology** 52:27-42
- Pimentel D; Lach L; Zuniga R; Morrison D (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **Bioscience Journal** 50: 53-65
- Rocha RM; Kremer LP (2005) Introduced Ascidiarians in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22 (4): 1170–1184
- Rocha RM; Cangussu LC; Braga MP (2010) Stationary substrates facilitate bioinvasion in Paranaguá bay in southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography** 58: 219-231
- Ruiz GM; Fofonoff P; Carlton JT; Wonham, MJ; Hines AH (2000) Invasions of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. **Annual Review of Ecology and Systematics** 31: 481-531
- Sakai AK; Allendorf FW; Holt JS; Lodge DM; Molofsky J; With KA; Baughman S; Cabin RJ; Cohen JE; Ellstrand NC; McCauley DE; Neil PO'; Parker IM; Thompson JN; Weller SG (2001) The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 305-332
- Severino A, Resgalla Jr C (2005) Descrição dos estágios larvais de *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) e sua variação temporal na enseada de Itapocoroy (Santa Catarina, Brasil). *Atlântica* 27:5-16
- Schmidt-Nielsen K (2002) Fisiologia Animal: adaptação e meio ambiente. Editora Santos, São Paulo
- Souza RCCL; Calazans SH; Silva EI (2009) Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura** 61(1): 35-41
- Stachowicz JJ; Fried H; Osman RW; Whitlatch RB (2002) Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. **Ecology** 83 (9): 2575-2590
- Staffor NB; Bell SS (2006) Space competition between seagrass and *Caulerpa prolifera* (Forsskaal) Lamouroux following simulated disturbances in Lassing Park, FL. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 333: 49– 57
- Van Syoc, R (2009) Barnacles. In: Wehrtmann, I.S., Cortés, J. (Eds.), Marine Biodiversity of Costa Rica. Central America. Springer, New York, pp. 283–289.
- Walther GR; Roques A; Hulme PE; Sykes MT; Pysek P; Kühn I; Zobel M; Bacher S; Botta-Dukát Z; Bugmann H; Czúcz B; Dauber J; Hickler T; Jarosík V; Kenis M; Klotz S; Minchin D; Moora M; Nentwig W; Ott J; Panov VS; Reineking B; Robinet C; Semchenko V; Solarz W; Thuiller W; Vilà M; Vohland K; Settele J (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution** 24 (2):686-693

Capítulo I: Tolerância fisiológica a variação de salinidade e temperatura do bivalve nativo *Mytella charruana* e dos cirripédios *Fistulobalanus citerosum* (nativo) e *Amphibalanus reticulatus* e *Megabalanus coccopoma* (introduzidos).

1. Introdução

Animais que habitam os ambientes estuarinos e a região entremarés estão sujeitos a uma ampla variação de salinidade e temperatura, devido ao ciclo de marés. A variação destes parâmetros físicos exerce grande influência na distribuição, abundância e sobrevivência de espécies (Barnes e Klepal 1974; Odum 1988; Péqueux 1995; Bergan e Kharazova 1997; Begon 2007; Freire et al. 2003; 2008b). Uma função crucial para a manutenção da homeostasia do meio diante de desafios salinos é a osmorregulação. Esta função consiste na capacidade dos animais de manter estável a concentração de solutos em seus fluidos internos, mesmo diante de mudanças no meio externo. A homeostasia, com manutenção de gradientes de concentração entre o meio interno e o meio externo implica em gasto energético (Schmidt-Nielsen 2002). A alternativa metabolicamente mais econômica é a ausência de mecanismos de osmorregulação, chamada então de osmoconformação. Em animais osmoconformadores, devido à ausência de transporte ativo entre meio interno e externo e à tipicamente elevada permeabilidade osmótica e iônica dos seus epitélios, a concentração do fluido extracelular acompanha a variação da salinidade do meio externo, (Péqueux 1995; Schmidt-Nielsen 2002; Freire et al. 2008a,b; Foster et al. 2010). Esta alternativa implica em 1) restrições de distribuição em ambientes variáveis, e 2) necessidade de regular volume celular quando o ambiente externo varia (Bradley 2009; Foster et al. 2010). A regulação de volume celular é também chamada de regulação isosmótica intracelular, pois o meio intracelular sempre se iguala osmoticamente ao meio extracelular (Gilles e Péqueux 1981; Péqueux 1995).

Cracas e mexilhões, embora sejam osmoconformadores, são animais bem adaptados às regiões estuarinas e entremarés devido à capacidade que apresentam de isolar-se do ambiente externo, durante a condição de desafio fisiológico, com o fechamento de suas conchas e placas operculares. Este comportamento resulta em drástica e imediata redução da permeabilidade da parede do corpo, permitindo aos animais manter sua hemolinfa com concentração osmótica e iônica significativamente diferente da concentração do meio externo, ou seja, quando a salinidade externa aumenta ou diminui, os animais fecham suas

“conchas” e ficam com a hemolinfa respectivamente hiposmótica ou hiper-osmótica em relação ao meio. Porém, este comportamento é limitado pela capacidade de suportar e manter o metabolismo anaeróbico. A produção de energia por metabolismo anaeróbico leva ao acúmulo de ácido láctico e pode prejudicar várias enzimas e suas funções celulares. O isolamento da cavidade interna pelo fechamento da concha também pode atrapalhar o desenvolvimento embrionário e larval dos organismos (Crisp e Costlow 1963; Foster 1970; Salomão et al 1980; Salomão e Lunetta 1989; Berger e Kharazova 1997; Gilles 1997; Chan et al. 2001; Deaton 2008).

Estudos realizados com algumas espécies de cracas e mexilhões demonstram que a variação de salinidade e temperatura pode levar a um distúrbio osmótico nos animais que para ser reajustado exige um gasto de energia que poderia estar sendo utilizada em outras funções (Cheng et al. 2002; Deaton 2008). Além disso, tais parâmetros físicos influenciam o desenvolvimento embrionário (Crisp e Costlow 1963; Bergan 1968; Barnes e Barnes 1974; Anil et al. 1995; Anil et al. 2001); o desenvolvimento larval (Barnes 1953; Barnes e Klepal 1974; Thiagarajan et al. 2003; Desai e Anil 2004; Desai et al. 2006); a reprodução (Desai e Anil 2006); o recrutamento e distribuição das espécies no ambiente (Gorgon 1969; Poirrier e Patridge 1979; Urban 1994; Chan et al. 2001; Masilamoni et al. 2002; Thiagarajan et al. 2002; Thiagarajan et al. 2003); a estrutura corporal (Barnes e Barnes 1961; Simpson e Hurlbert 1998); o crescimento (Barnes e Barnes 1961); o comportamento (Barnes e Klepal 1974); taxa respiratória, filtração e excreção (Masilamoni et al. 2002; Resgalla et al. 2007).

A forma como estes fatores (salinidade e temperatura) afetam os animais determina, pelo menos parcialmente, a capacidade dos animais em invadir novos ambientes e sua própria evolução. A tolerância à variação de salinidade parece ser um bom parâmetro para prever o potencial invasor de uma espécie em uma determinada área (Paavola et al. 2005). Estudos demonstram que espécies introduzidas são eurihalinas, toleram grande variação de salinidade, provavelmente por terem evoluído sob diferentes condições ambientais e ecológicas, e que os locais invadidos apresentam condições físicas semelhantes ao local de onde são nativas (Byres e Goldwasser 2001; Paavola et al. 2005; Nehls et al. 2006; Schneider e Helmuth 2007). Assim, essas espécies apresentam elevado potencial de invadir o ambiente estuarino, local com elevadas taxas de introdução por apresentar as seguintes características: presença de portos, baixa diversidade de espécies nativas e possibilidade de tanto espécies dulcícolas quanto marinhas poderem invadir este local (Wolff 1999; Paavola et al. 2005; Nehring 2006; Farrapeira 2008).

Os substratos artificiais do Iate Clube de Paranaguá, localizado no estuário da Baía de Paranaguá, apresentam quatro cirripédios introduzidos (*Amphibalanus eburneus* (Gould 1841), *Amphibalanus reticulatus* (Utinoni 1967), *Megabalanus coccopoma* (Darwin 1854) e *Striatobalanus amarillis* (Darwin 1854)) e três nativos (*Chthamalus bisinuatus* Pilsbry 1916, *Chthamalus proteus* Dando e Southward 1980 e *Fistulobalanus citerosum*, (Henry 1973)) (Neves et al. 2007; Neves e Rocha 2008; Rocha et al. 2010). Nesse mesmo ambiente, um estudo comparando a porcentagem de cobertura das espécies em substratos flutuantes e fixos demonstrou que, seis meses após sua colocação no ambiente, a comunidade das placas flutuantes foi dominada pelo bivalve nativo *M. charruana* (D'Orbigny 1846) (66% de cobertura). As mesmas placas apresentaram ainda as espécies *F. citerosum* e *A. reticulatus* em alta abundância. Por outro lado, placas fixas apresentaram *F. citerosum* e *A. reticulatus* com as maiores porcentagens de cobertura. A craca exótica *Megabalanus coccopoma* apresentou baixo potencial de colonizar ambos os tipos de substratos, porém em regiões de cultivo são animais muito abundantes (Severino e Resgalla 2005; Cangussu et al. 2007; Rocha et al. 2010).

Espera-se que espécies introduzidas apresentem maior tolerância à variação de parâmetros ambientais como salinidade e temperatura. Porém, em estudo recente nesta mesma região, comparando as espécies *Amphibalanus reticulatus* (introduzida) e *Fistulobalanus citerosum* (nativa), demonstrou-se que a espécie nativa apresenta maior tolerância à variação de salinidade e temperatura possivelmente por se tratar de uma espécie estuarina, enquanto, no estuário, *A. reticulatus* encontra-se no seu limite de distribuição (Veiga 2009). Neste contexto surge a hipótese de que as espécies *F. citerosum* e *Mytella charruana*, por serem mais abundantes em regiões de salinidade muito flutuante, apresentam uma maior tolerância fisiológica à variação de salinidade que as espécies *Megabalanus coccopoma* e *A. reticulatus* que ocorrem mais frequentemente em ambientes com menor variação de salinidade. Assim, os objetivos do presente estudo são: (1) comparar a tolerância fisiológica das espécies de craca, *F. citerosum* (nativa), *A. reticulatus* e *M. coccopoma* (introduzidas) e do mexilhão *M. charruana* (nativo) frente à variação de salinidade; (2) avaliar a tolerância fisiológica do mexilhão *M. charruana* a variação de salinidade e temperatura; (3) determinar o potencial invasor das espécies *A. reticulatus* e *M. coccopoma* segundo sua tolerância fisiológica.

2. Material e Métodos

2.1. Espécies estudadas

Para a realização dos experimentos foram escolhidas uma espécie nativa de bivalve, *Mytella charruana*, e três cirripédios da família Balanidae, sendo dois introduzidos, *Amphibalanus reticulatus* e *Megabalanus coccopoma* e um nativo, *Fistulobalanus citerosum*. As espécies *M. charruana*, *A. reticulatus* e *F. citerosum* foram escolhidas por serem as mais abundantes na Baía de Paranaguá e *M. coccopoma* por ser abundante nos cultivos de ostras e mexilhões de uma Fazenda Marinha localizada em Ribeirão da Ilha, Florianópolis e outra na Armação de Itapocoroy, Penha. A espécie *M. coccopoma* também é encontrada na Baía de Paranaguá, porém em menor abundância.

O mexilhão *Mytella charruana* é uma espécie estuarina eurihalina osmoconformadora. É nativa da América do Sul e foi na Flórida provavelmente por meio da liberação de água de lastro de tanques de óleo vindos da Venezuela (Leonel et al. 1988; Carlton 1992).

Amphibalanus reticulatus também é uma espécie eurialina, habita a porção inferior do entremarés, fixando-se em conchas de outros animais, rochas, raízes de mangue e pilares de sustentação de estruturas de marinas e portos (Farrapeira 2006, 2008, 2009). É cosmopolita e considerada introduzida para o litoral brasileiro, tendo sido encontrada primeiramente em 1990 em Pernambuco, onde chegou por meio de bioincrustação em embarcações. Em seguida foi observada em Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro e Paraná tornando-se dominante em substrato artificiais de áreas eutrofizadas (Young 1998; Calado e Souza 2003; Mayer-Pinto e Junqueira 2003; Farrapeira 2006; Farrapeira et al. 2007; Neves et al. 2007).

Fistulobalanus citerosum é um espécie estuarina muito comum em áreas de manguezais, endêmica do Brasil, sendo encontrada desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul e ainda no estado do Pará (Young 1987; Young 1998; Faria et al. 2003; Silva et al. 2006).

Megabalanus coccopoma vive na porção inferior do entremarés, fixada sobre rochas ou como epibionte de mexilhões (Young 1987). É nativa do Pacífico Oriental e foi encontrada no Brasil em 1961 na Baía de Zimbros, no estado de Santa Catarina (Pilsbry 1916; Laguna 1990; Young 2000). No Brasil, sua distribuição abrange desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul, tendo sido documentada também em estruturas artificiais e em

embarcações no Rio Grande do Norte e em Recife (Lacombe e Monteiro 1974; Lacombe 1977; Lacombe e Rangel 1978; Young 1998; Silveira et al. 2006; Farrapeira et al. 2007).

2.2. Coleta dos espécimes

As cracas e os mexilhões utilizados foram retirados dos locais que estavam incrustados com auxílio de espátulas. O bivalve *Mytella charruana* e os cirripédios estuarinos *Amphibalanus reticulatus* e *Fistulobalanus citerosum* e foram coletados nos meses junho de 2009, março, abril e setembro de 2010 de estruturas artificiais existentes no Iate Clube de Paranaguá (25°31'S, 48°30'O), localizado na Baía de Paranaguá, PR, onde salinidade e temperatura variam entre 12-34‰ e 18-30°C, respectivamente (Lana et al. 2001).

As coletas da espécie marinha *Megabalanus coccopoma* foram realizadas nos meses de janeiro e fevereiro de 2010, em estruturas de cultivo de ostras e mexilhões, nas baías de Riberão da Ilha (27°43'S, 48°33'O) em Florianópolis (SC) e Armação do Itapocoroy (26°46'10"S, 48°47'04"O) em Penha (SC). A salinidade e temperatura nestes ambientes variam de 32-35‰ e 17-19°C, respectivamente (Schettini et al. 1999; Rocha et al. 2009).

2.3. Experimento em laboratório

Após a coleta, os animais foram levados para o Laboratório de Fisiologia Comparada da Osmorregulação (LFCO), no Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, em Curitiba, e foram mantidos em aclimação por aproximadamente três dias em aquários com aeração constante, temperatura de 20°C (± 2) e luz natural. Para as espécies estuarinas *Mytella charruana*, *Amphibalanus reticulatus* e *Fistulobalanus citerosum* a salinidade de aclimação foi de 20‰ e o pH de 7,5. Por sua vez, a craca marinha *Megabalanus coccopoma* foi aclimatada em salinidade 35‰ e pH 8,5. Foram preparadas as águas experimentais com salinidade variando de 0 até 40‰, nas temperaturas de 10, 20 e 30°C. Para obtenção das salinidades de 35 e 40‰ foi adicionado sal marinho comum à água do mar. As diluições da água do mar, de 5 a 30‰, foram feitas por mistura apropriada da água do mar com água deionada. A água doce (0‰) era simplesmente água deionada. Todas as salinidades foram verificadas com salinômetro-refratômetro (Shibuya S 28). A temperatura de 10°C foi alcançada colocando os aquários experimentais dentro de bacias com água e bolsas de gelo; e a temperatura de 40°C foi obtida com aquecedor de aquário. Todas as temperaturas foram constantemente monitoradas com termômetro, durante toda a duração dos experimentos, e foram mantidas com precisão de $\pm 2^\circ\text{C}$.

O bivalve foi exposto à 15 condições experimentais resultantes da combinação de cinco salinidades, 0, 10, 20, 30 e 40‰, com três temperaturas, 10, 20 e 30°C. Nas salinidades de 10 e 20‰, o número de animais expostos foi igual a seis e para as demais condições, doze. Os cirripédios foram expostos às salinidades de 0-40‰ com intervalos de cinco e ao ar (dessecação), na temperatura de 20°C ($\pm 2^\circ\text{C}$); para cada condição foram utilizados aproximadamente oito organismos. Os valores de salinidade e temperatura das condições experimentais foram determinados de forma a extrapolar os limites naturais do ambiente onde se encontram os animais (Tabela 1). Todos os experimentos tiveram duração de 6 h de exposição, de forma a representar o estresse compatível com o ciclo de marés.

Ao final dos experimentos, foram retiradas amostras de hemolinfa e do tecido dos organismos, para dosagem da osmolalidade, concentração dos íons Na^+ , K^+ e Cl^- na hemolinfa (fluido extracelular) e determinação do teor hídrico tecidual. As amostras foram identificadas e armazenadas em um freezer a - 20°C. A dosagem do íon Cl^- foi feita apenas para amostras da espécie *M. charruana* e o teor hídrico apenas para *F. citerosum* e *M. coccopoma* (Tabela 1).

Tabela 1. Condições experimentais e dosagens que foram realizadas com as espécies *M. charruna*, *F. citerosum*, *A. reticulatus* e *M. coccopoma* (* dados obtidos de Veiga 2009).

Condições experimentais e dosagens/Espécie	<i>M. charruana</i>	<i>F. citerosum</i>	<i>A. reticulatus</i> *	<i>M. coccopoma</i>
Salinidades experimentais	0, 10, 20, 30 e 40	0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e dessecação	0, 10, 20, 30 e 40	0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e dessecação
Temperaturas experimentais	10, 20 e 30°C	20°C	20°C	20°C
Dosagens	Osmolalidade, Na^+ , Cl^- , K^+	Osmolalidade, Na^+ , K^+ e teor hídrico	Osmolalidade, Na^+ e K^+	Osmolalidade, Na^+ , K^+ e teor hídrico

A osmolalidade da hemolinfa dos animais foi determinada em micro-osmômetro de pressão de vapor (VAPRO 5520), em amostras não diluídas. As dosagens dos íons Na^+ e K^+ foram realizadas em fotômetro de chama (Celm FC 180) em amostras diluídas com água

ultrapura, e a concentração do íon Cl^- foi determinada por colorimetria (kits comerciais Labtest, leitura em espectrofotômetro Ultrospec 2100 Pharmacia-biotech), em amostras apropriadamente diluídas em água ultrapura. A determinação da osmolalidade e da concentração dos íons, nas águas experimentais, foram feitas com base na tabela fornecida em Prosser (1973), de concentrações em água do mar padrão.

Para avaliar a capacidade osmorregulatória (CO) das espécies, foi adaptado um índice utilizado por Freire et al. (2003). Este índice de capacidade osmorregulatória quantifica a variação na concentração da hemolinfa, em proporção a certa variação na concentração do meio externo, segundo a seguinte fórmula:

$$\text{CO} = 1 - \frac{\Delta \text{ osmolalidade ou } [\text{íon}] \text{ da hemolinfa}}{\Delta \text{ osmolalidade ou } [\text{íon}] \text{ no meio}}$$

O teor de hidratação do tecido foi determinado pela pesagem do tecido em balança analítica de 0.0001g de precisão (Bioprecisa, FA2104N) para obtenção do peso úmido (Pu). Em seguida o tecido foi seco em estufa a 60°C durante 24 horas e então pesado novamente para a obtenção do peso seco (Ps). O teor de hidratação do tecido (Th) foi calculado através da seguinte fórmula

$$\text{Th (\%)} = \frac{(\text{Pu} - \text{Ps})}{\text{Pu}} \times 100$$

Os dados referentes à osmolalidade e concentração dos íons Na^+ e K^+ da espécie *Amphibalanus reticulatus* foram retirados de Veiga (2009).

2.4. Observação do comportamento

Para avaliar o comportamento dos animais frente à variação de salinidade, foram preparados aquários com as seguintes salinidades: 0, 10, 20, 30, 40‰ e temperatura constante de 20°C (± 2). Em cada aquário foram colocados em torno de oito animais e estes observados a cada 30 min durante 02h30. A cada evento de observação anotava-se se os animais estavam com suas conchas ou placas operculares abertas ou fechadas.

2.5. Análises estatísticas

Os resultados dos animais de cada grupo, submetidos a uma mesma condição experimental foram expressos como média \pm erro padrão. Para testar o efeito da espécie e da

salinidade sobre as medidas de osmolalidade e concentração de íons da hemolinfa, foram utilizados Anova de duas vias (espécie, salinidade), seguida do teste *post hoc* de Tukey, para localização das diferenças. O teste *t* de Student (ou Mann-Whitney, quando os dados não atendiam ao pré-requisito de normalidade e/ou homogeneidade de variâncias) foi empregado para comparar os dados de osmolalidade e concentração de íons entre animais expostos à situação controle e à dessecação e ainda o teor hídrico entre as espécies *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* em diferentes condições experimentais. Diferenças significativas foram aceitas quando $P < 0,05$.

3. Resultados

3.1. Avaliação do efeito da salinidade

3.1.1. Osmolalidade da hemolinfa

Em água doce (0‰), a osmolalidade da hemolinfa foi menor na espécie *M. charruana* (430 ± 14) do que em *A. reticulatus* (560 ± 22) e *M. coccopoma* (619 ± 26) e *F. citerosum* apresentou valor intermediário (508 ± 18). Na condição de maior salinidade (40‰) todas as espécies foram diferentes entre si, exceto *M. coccopoma* e *A. reticulatus*. Para todas as salinidades testadas, *M. coccopoma* apresentou valores maiores de osmolalidade da hemolinfa que *M. charruana*. O índice de capacidade osmorregulatória de *M. charruana* apresentou maior valor (0,85), logo esta espécie apresenta maior “capacidade de manutenção da homeostasia extracelular”, seguida por *M. coccopoma* (0,65), *A. reticulatus* (0,59) e *F. citerosum* (0,52). A osmolalidade da hemolinfa dos animais é influenciada tanto pela espécie quanto pela salinidade e existe interação entre esses fatores ($P < 0,05$) (Tabela 2).

Amphibalanus reticulatus e *M. coccopoma* mantiveram sua hemolinfa hiperosmótica até a salinidade de 15‰ e a partir de 25‰ apresentaram um padrão hiposmoconformador. A espécie *F. citerosum* manteve sua hemolinfa hiper-osmótica em relação ao meio apenas até a salinidade de 5‰ e hiposmótica a partir de 25‰. Ao contrário das demais espécies, o bivalve *M. charruana* apresentou capacidade de hiper/hipo-regular a hemolinfa tanto no choque hipo como hiper-salino, respectivamente (Fig.1).

Quando exposta ao ar, *M. coccopoma* apresentou um aumento na concentração osmótica da hemolinfa ($t_{0,05;14} = -4,755$; $P \leq 0,001$), enquanto *F. citerosum* não apresentou diferença (Fig. 2).

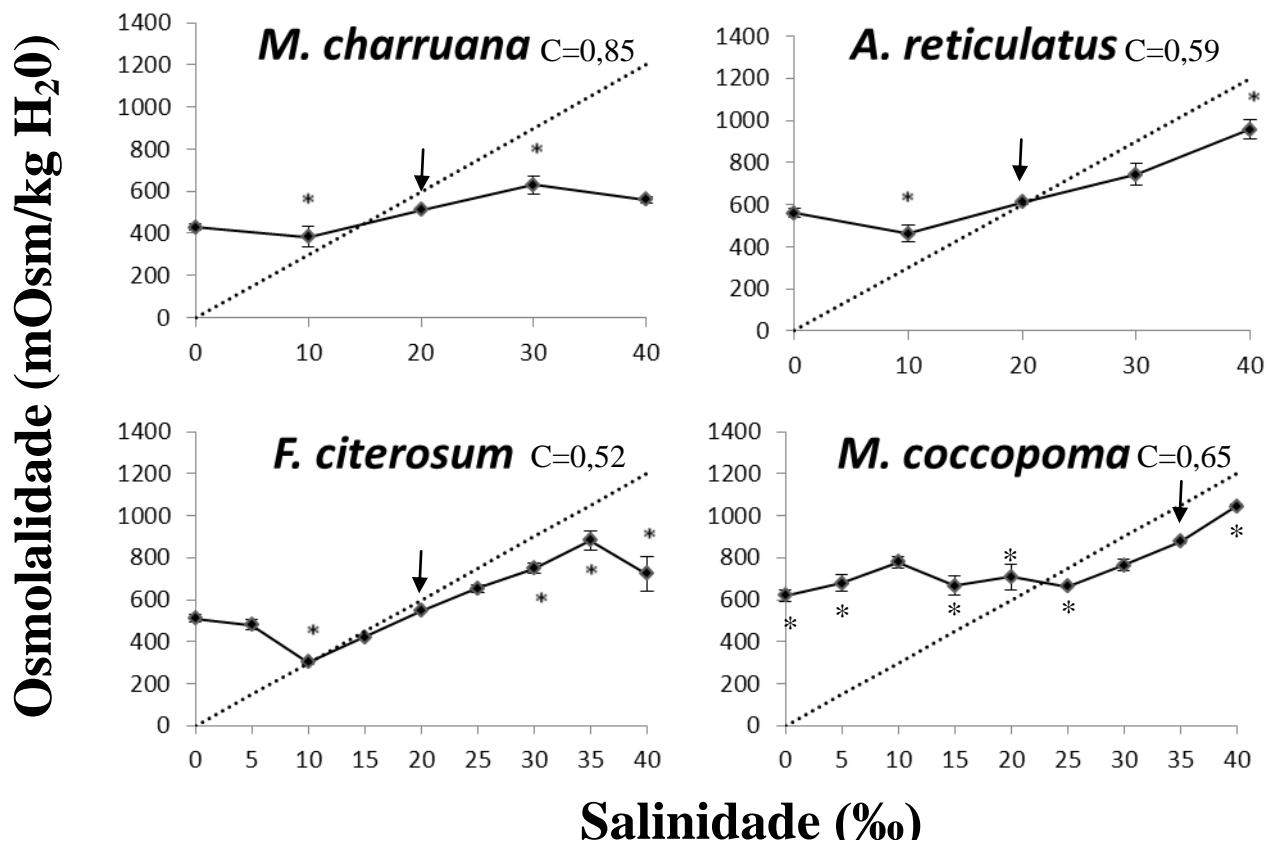


Figura 1. Osmolalidade da hemolinfa em *Mytella charruana* (n=6, para salinidades de 10 e 30‰; n=12, para as demais), *Amphibalanus reticulatus* (n=6), *Fistulobalanus citerosum* (n=7) e *Megabalanus coccopoma* (n=7) expostas às diferentes salinidades experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isosmótica. Linhas verticais representam erro padrão da média (* representa diferença entre as salinidades experimentais e a de aclimação (indicada pela seta)).

Tabela 2. Tabela de ANOVA comparando os valores da osmolalidade da hemolinfa das espécies *Mytella charruana*, *Amphibalanus reticulatus*, *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* expostas a diferentes salinidades experimentais.

Fontes de variação	Osmolalidade da hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	p
Espécie	3	1690181	74,849	<0,001
Salinidade	4	2220484	73,75	<0,001
Espécie*Salinidade	12	797098	8,825	<0,001
Resíduo	128	963468		

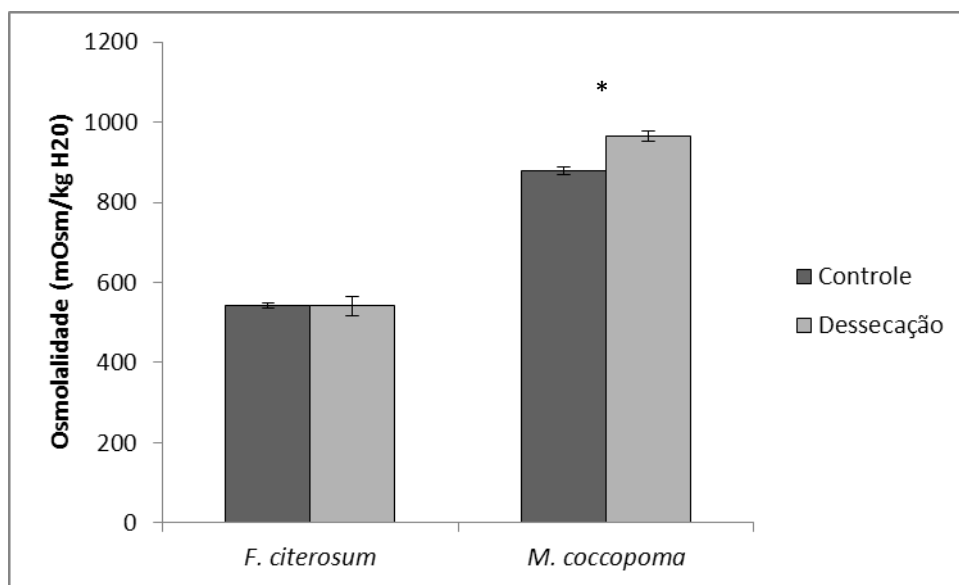


Figura 2. Osmolalidade da hemolinfa das espécies *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* quando expostas ao ar, com seus respectivos controles (n = 8). O asterisco indica diferença estatística entre os grupos controle e de exposição ao ar.

3.1.2. Concentração do íon sódio na hemolinfa

O cirripédio *M. coccopoma* apresentou a maior concentração do íon sódio (Na^+) (475 ± 8) quando os organismos foram expostos à salinidade de 40‰ e *F. citerosum* teve a menor concentração (135 ± 5) na salinidade de 10‰. Segundo o índice de capacidade iónregulatória, a espécie que apresentou maior capacidade de manter a concentração de Na^+ em sua hemolinfa diferente do meio ao qual estava exposta foi *M. charruana* (0,81), seguida por *A. reticulatus* (0,64), *M. coccopoma* (0,61) e *F. citerosum* (0,46). Espécie e salinidade influenciaram a concentração de Na^+ na hemolinfa e existiu interação entre estes fatores ($P < 0,05$) (Tabela 3).

Todas as espécies apresentaram capacidade de manter a hemolinfa hipo-iônica em relação ao meio ao qual estavam expostas nas salinidades acima de 25‰. Porém a espécie *A. reticulatus* manteve a hemolinfa hiper-iônica até a salinidade de 15‰, *M. coccopoma* até 20‰, enquanto *F. citerosum* e *M. charruana* até 5 % (Fig. 3).

Quando *F. citerosum* e *M. coccopoma* foram expostas ao ar, a concentração de Na^+ na hemolinfa das duas espécies foi mantida constante quando comparada à situação controle (Fig. 4).

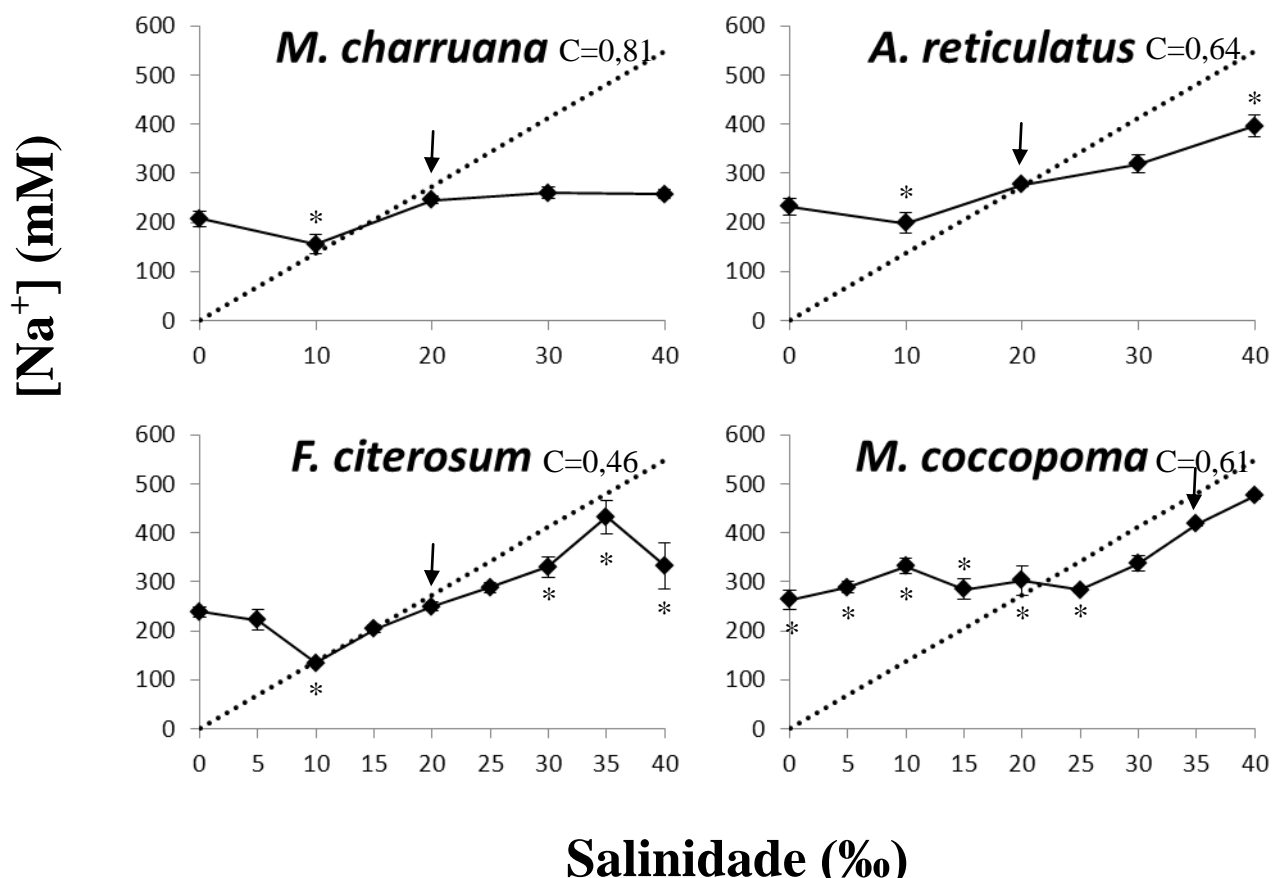


Figura 3. Concentração do íon Na^+ na hemolinfa em *Mytella charruana* (n=6, para salinidades de 10 e 30‰; n=12, para as demais), *Amphibalanus reticulatus* (n=7), *Fistulobalanus citerosum* (n=5, para salinidade de 5‰ e n=7, para as demais) e *Megabalanus coccopoma* (n=7) expostas às diferentes salinidades experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isoiônica. Linhas verticais representam erro padrão da média (* representa diferença entre as salinidades experimentais e a de aclimação (indicada pela seta)).

Tabela 3. Tabela de ANOVA comparando os valores da concentração do íon Na^+ na hemolinfa das espécies *Mytella charruana*, *Amphibalanus reticulatus*, *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* expostas a diferentes salinidades experimentais..

Fonte de variação	[Na^+] na hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	P
Espécie	3	88,928	28,291	<0,001
Salinidade	4	63,108	20,077	<0,001
Espécie*Salinidade	12	9,508	3,025	<0,001
Resíduo	133	3,143		

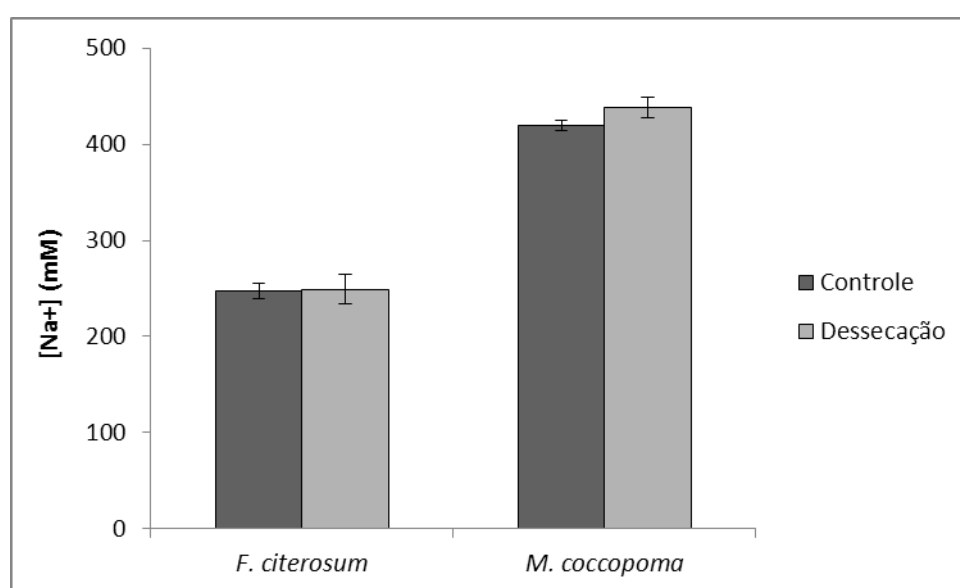


Figura 4. Concentração do íon sódio na hemolinfa das espécies *Fistulobalanus citerosum* (n=7) e *Megabalanus coccopoma* (n=8) quando expostas ao ar com seus respectivos controles.

3.1.3. Concentração do íon potássio na hemolinfa

A concentração do íon potássio (K^+) na hemolinfa das espécies em questão variou de 4 a 13 mM, sendo o menor valor encontrado para *F. citerosum* quando estava na salinidade de 10‰ e o maior para *A. reticulatus* em 40‰. A concentração de K^+ na hemolinfa foi influenciada tanto pela espécie quanto pela salinidade e houve interação entre esses fatores ($P < 0,05$) (Tabela 4). As espécies *A. reticulatus* e *M. coccopoma* apresentaram elevadas concentrações de K^+ ao longo de todas as salinidades testadas. *Fistulobalanus citerosum* e *M. charruana* foram hiper-iônicas em baixas salinidades (0-15‰) e hipo-iônicas em 40‰.

A exposição ao ar não acarretou em nenhuma mudança na concentração K^+ em nenhuma das duas espécies avaliadas (Fig. 6).

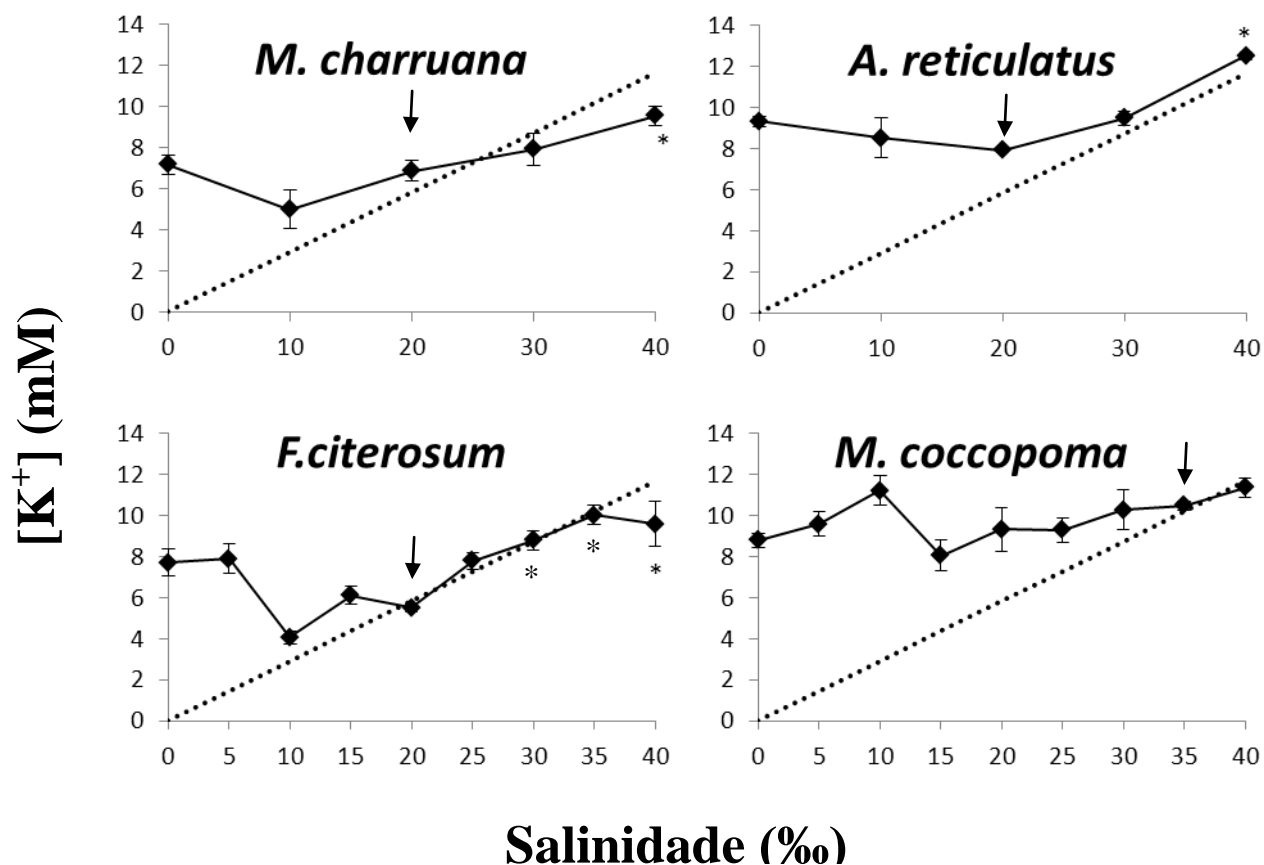


Figura 3. Concentração do íon K^+ na hemolinfa em *Mytella charruana* (n=6, para salinidades de 10 e 30‰; n=12, para as demais), *Amphibalanus reticulatus* (n=7), *Fistulobalanus citerosum* (n=5, para salinidade de 5‰ e n=7, para as demais) e *Megabalanus coccopoma* (n=7) expostas às diferentes salinidades experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isoiônica. Linhas verticais representam erro padrão da média (* representa diferença entre as salinidades experimentais e a de aclimação (indicada pela seta)).

Tabela 4. Tabela de ANOVA comparando os valores da concentração do íon K^+ na hemolinfa das espécies *Mytella charruana*, *Amphibalanus reticulatus*, *Fistulobalanus citerosum* e *Megabalanus coccopoma* expostas a diferentes salinidades experimentais.

Fonte de variação	[K ⁺] na hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	p
Espécie	3	88,928	28,291	<0,001
Salinidade	4	63,108	20,077	<0,001
Espécie*Salinidade	12	9,508	3,025	<0,001
Resíduo	133	3,143		

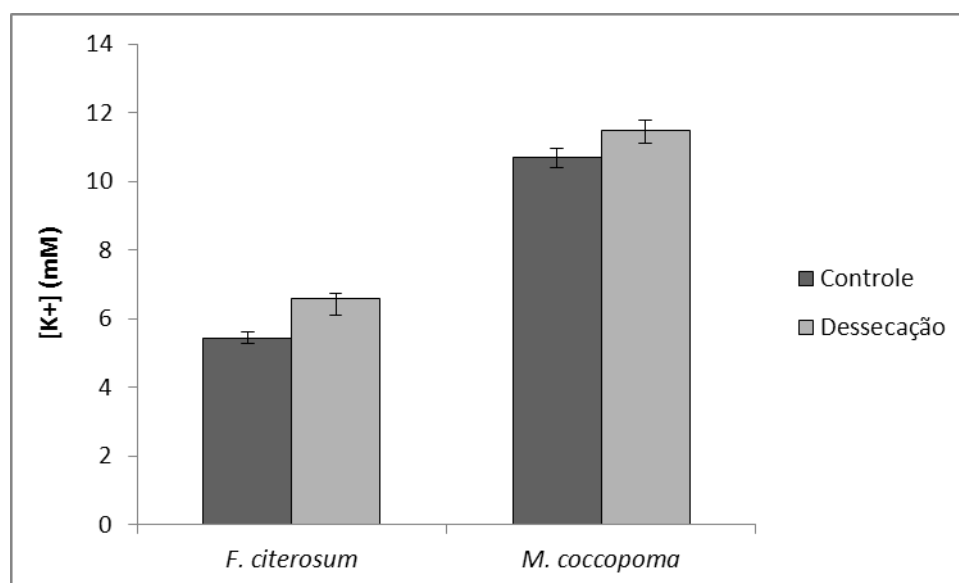


Figura 6. Concentração do íon potássio na hemolinfa das espécies *Fistulobalanus citerosum* (n=7) e *Megabalanus coccopoma* (n=8) quando expostas ao ar com seus respectivos controles.

3.1.4. Teor hídrico

Fistulobalanus citerosum apresentou maior quantidade de água no tecido que *M. coccopoma* nas salinidades de 10 e 40‰ e quando foram expostas ao ar ($P<0,05$). Porém quando as salinidades experimentais foram comparadas com o controle (20‰ para *F. citerosum* e 35‰ para *M. coccopoma*), não houve diferença no teor hídrico do tecido.

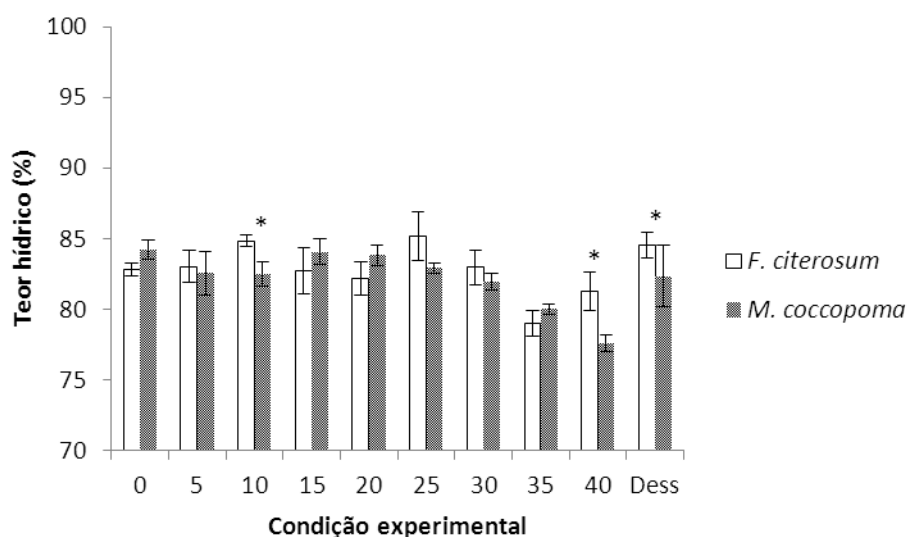


Figura 7. Teor hídrico nos tecidos das espécies *Fistulobalanus citerosum* (n=6, para as salinidades de 40‰ e n=8, para as demais) e *Megabalanus coccopoma* (n=7, para as salinidades de 5, 25 e 30‰ e n=8, para as demais) quando expostas a diferentes salinidades e ao ar (Dess). O asterisco indica diferença estatística entre as espécies ($P<0,05$).

3.1.5. Comportamento

A observação do comportamento dos animais demonstrou que as espécies respondem de forma distintas às condições experimentais testadas. Na salinidade de 0‰ todos os organismos das espécies *A. reticulatus* e *F. citerosum* estavam com suas placas operculares fechadas, durante toda a duração do experimento, enquanto *M. charruana* apresentou 13% dos organismos abertos no tempo seis (2h30 após início do experimento) e *M. coccopoma* de 38 a 75% a partir de tempo três (1h após início do experimento). A maior porcentagem de organismos abertos para *F. citerosum* ocorreu em salinidade de 15‰, para *A. reticulatus* em 20‰ e *M. coccopoma* a partir de 25‰. O mexilhão *M. charruana* apresentou um padrão bem diferenciado, pois apresentou a maioria dos animais com conchas fechadas ao longo de todas as salinidades testadas (Fig. 8).

**% de
indivíduos
abertos**

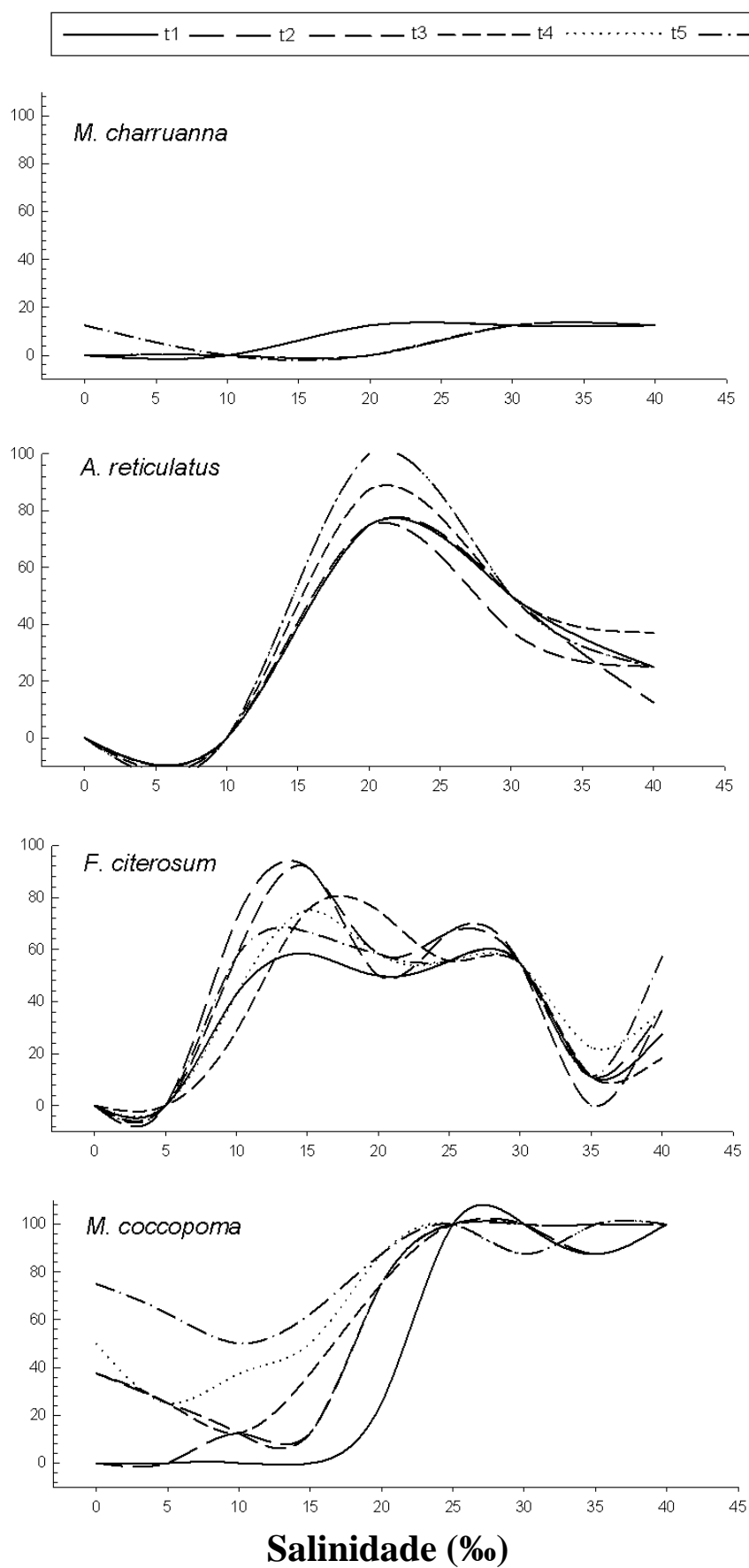


Figura 8. Porcentagem de organismos abertos nas salinidades experimentais.

3.2. Efeito da temperatura sobre o bivalve *Mytella charruana*

3.2.1. Osmolalidade da hemolinfa

Observa-se que animais expostos à combinação de temperatura 30°C e salinidade de 40‰ não foram capazes de manter suas concentrações conforme nas temperaturas de 10 e 20°C (Fig. 9). A osmolalidade da hemolinfa variou de 283 a 983 (± 46) mOsm/kg de H₂O. Salinidade, temperatura e interação entre esses fatores são significativos ($P < 0,05$) (Tabela 5). Quando expostos a 0‰, em todas as temperaturas, os animais apresentaram a osmolalidade da hemolinfa hiper-osmótica em relação ao meio, sendo que a 10°C (512 ± 14 mOsm/kg de H₂O) o valor foi significativamente maior que a 20 e 30°C ($P < 0,05$). Já a 40‰, em todas as temperaturas, os animais foram hiposmóticos, porém organismos mantidos a 30°C apresentaram a osmolalidade da hemolinfa (983 ± 42 mOsm/kg de H₂O) mais próxima do meio (1200 mOsm/kg de H₂O) que nas demais temperaturas.

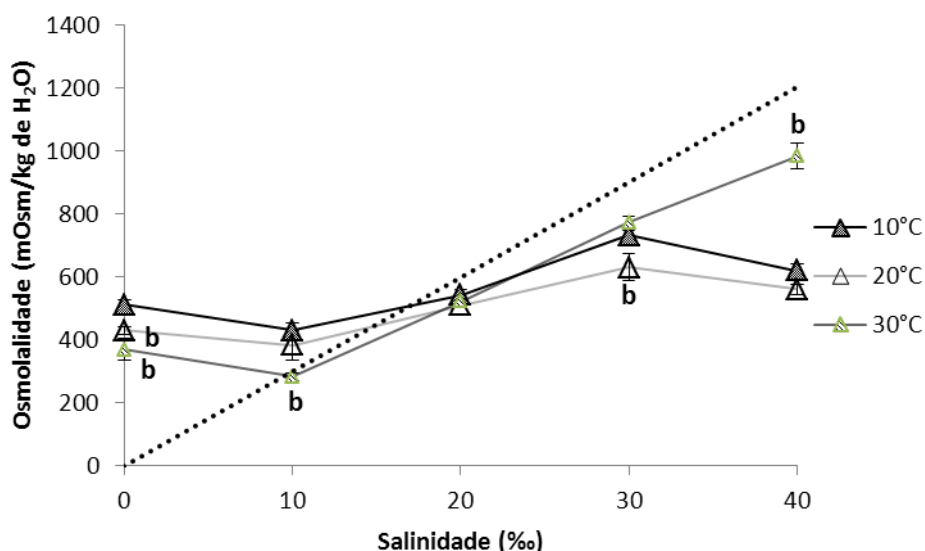


Figura 9. Osmolalidade da hemolinfa na espécie *M. charruana* expostas às diferentes salinidades e temperaturas experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isosmótica. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as temperaturas na mesma salinidade (as letras “a” foram omitidas para evitar uma figura poluída) ($P < 0,05$). Linhas verticais representam erro padrão da média ($n=6$ para as salinidades de 10 e 20‰ e $n=12$ para as demais).

Tabela 5. Tabela de ANOVA comparando os valores da osmolalidade da hemolinfa da espécie *Mytella charruana* expostas a diferentes salinidades e temperaturas experimentais.

Fontes de variação	Osmolalidade da hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	P
Salinidade	4	639645	11,746	<0,001
Temperatura	2	80961	14,777	<0,001
Salinidade*Temperatura	8	151840	27,713	<0,001
Resíduo	127	5479		

3.2.2. Concentração do íon sódio na hemolinfa

Quando os animais foram expostos a temperatura de 30°C apresentaram maior variação na concentração do íon sódio (Na^+) da hemolinfa, sendo a menor concentração encontrada na salinidade de 10‰ (132 ± 19 mM) e maior a 40‰ (389 ± 19 mM). Salinidade e temperatura influenciam na concentração de Na^+ na hemolinfa e existe interação entre esses fatores ($P < 0,001$) (Tabela 6). Em água doce, independentemente da temperatura, os organismos mantiveram sua hemolinfa hiper-iônica em relação ao meio, sendo a concentração de Na^+ a 30°C (146 ± 14 mM) significativamente menor que nas demais temperaturas. Em 40‰, a concentração de Na^+ foi maior na temperatura de 30°C (389 ± 25 mM). Nas temperaturas de 10°C e 20°C, ao longo das salinidades testadas, os animais apresentaram um padrão de “regulação” enquanto que a 30°C osmoconformaram com o meio a partir de 10‰ (Fig. 10).

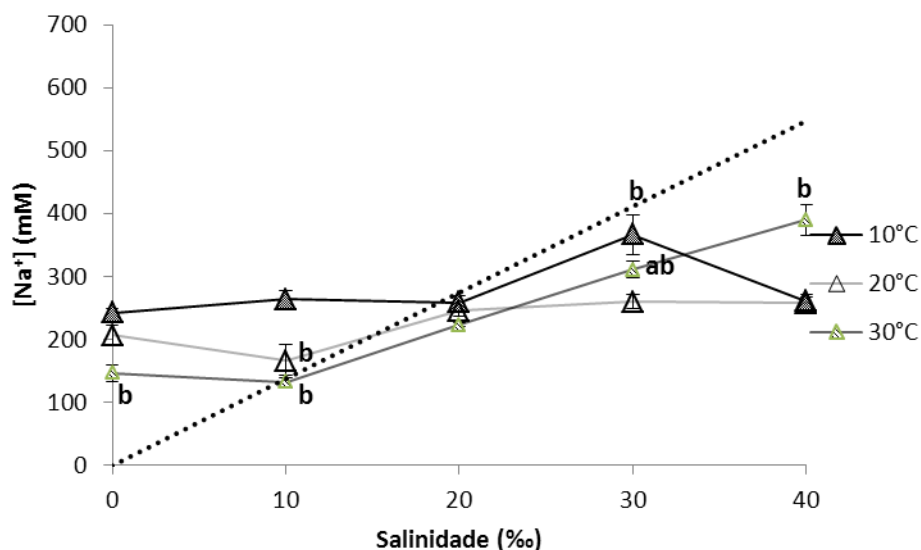


Figura 10. Concentração do íon Na⁺ na hemolinfa na espécie *M. charruana* expostas às diferentes salinidades e temperaturas experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isoiônica. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as temperaturas na mesma salinidade (as letras “a” foram omitidas para evitar uma figura poluída). Linhas verticais representam erro padrão da média ($P < 0.05$) ($n=6$ para as salinidades de 10 e 20‰ e $n=12$ para as demais).

Tabela 4. Tabela de ANOVA comparando os valores da concentração do íon Na⁺ na hemolinfa da espécie *Mytella charruana* expostas a diferentes salinidades e temperaturas experimentais.

Fontes de variação	[Na ⁺] na hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	P
Salinidade	4	82374	41,164	<0,001
Temperatura	2	29793	14,888	<0,001
Salinidade*Temperatura	8	29990	14,987	<0,001
Resíduo	126	2001		

3.2.3. Concentração do íon cloreto na hemolinfa

Na temperatura de 30°C houve a maior variação de da concentração de cloreto (Cl⁻) na hemolinfa dos animais, sendo a menor concentração (154 ± 24 mM) encontrada na condição experimental de 10‰ e a maior (429 ± 24 mM) a 40‰. Salinidade e temperatura influenciam na concentração de Cl⁻ na hemolinfa e existe interação entre esses fatores ($P < 0,05$) (Tabela 5). Em todas as temperaturas testadas, na salinidade de 0‰, os organismos

mantiveram sua hemolinfa hiper-iônica em relação ao meio, sendo a concentração de Cl^- a 30°C ($214 \pm 8 \text{ mM}$) significativamente menor que nas demais temperaturas (Fig. 10).

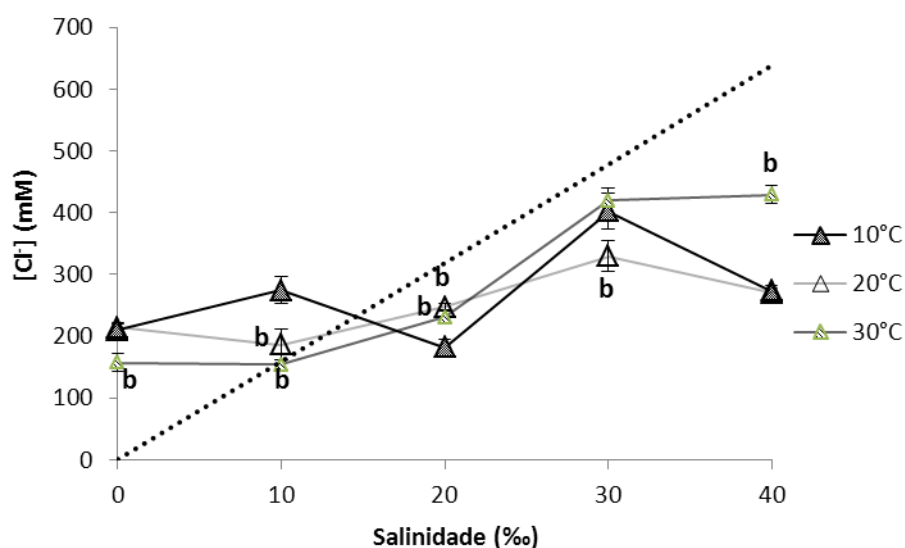


Figura 11. Concentração do íon Cl^- na hemolinfa na espécie *M. charruana* exposta às diferentes salinidades e temperaturas experimentais. A linha diagonal pontilhada representa a linha isoiônica. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as temperaturas na mesma salinidade (as letras “a” foram omitidas para evitar uma figura poluída). Linhas verticais representam erro padrão da média ($P < 0.05$) ($n=6$ para as salinidades de 10 e 20‰ e $n=12$ para as demais).

Tabela 5. Tabela de ANOVA comparando os valores da concentração do íon Cl^- na hemolinfa da espécie *Mytella charruana* expostas a diferentes salinidades e temperaturas experimentais.

Fontes de variação	[Cl ⁻] na hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	P
Salinidade	4	167471	93,437	<0,001
Temperatura	2	8880	4,954	0,009
Salinidade*Temperatura	8	34589	19,298	<0,001
Resíduo	123	1792		

3.2.4. Concentração do íon potássio na hemolinfa

A concentração de K^+ variou de 4 mM ($\pm 0,6$) (quando exposto a 10‰ e 30°C) a 14 mM ($\pm 0,6$) (40‰ e 30°C). Quando expostos a temperatura de 10°C a 0, 10 e 20‰, os animais apresentaram maior concentração de K^+ na hemolinfa que na temperatura de 30°C. Já

em 40‰, a concentração deste íon foi maior em 30°C e nesta temperatura a hemolinfa foi mantida hiper-iônica enquanto nas demais estava hipoiônica (Fig. 12) (Tabela 6).

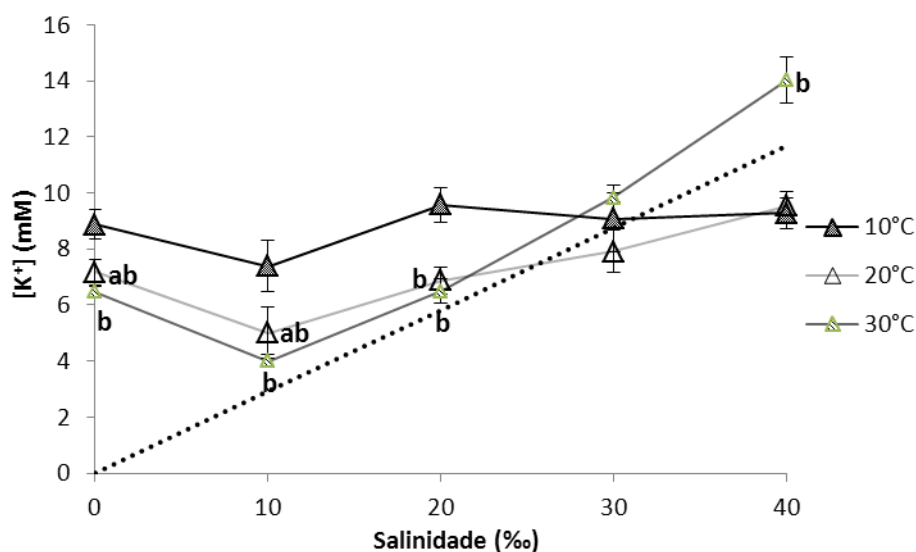


Figura 12. Concentração do íon K^+ na hemolinfa na espécie *M. charruana* expostas às diferentes salinidades e temperaturas experimentais. A reta diagonal pontilhada representa a linha isoiônica. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre as temperaturas na mesma salinidade (as letras “a” foram omitidas para evitar uma figura poluída). Linhas verticais representam erro padrão da média ($P < 0.05$) ($n=6$ para as salinidades de 10 e 20‰ e $n=12$ para as demais).

Tabela 6. Tabela de ANOVA comparando os valores da concentração do íon K^+ na hemolinfa da espécie *Mytella charruana* expostas a diferentes salinidades e temperaturas experimentais.

Fontes de variação	[K ⁺] na hemolinfa			
	g.l.	MQ	F	P
Salinidade	4	107	31,717	<0,001
Temperatura	2	25	7,504	0,009
Salinidade*Temperatura	8	32	9,389	<0,001
Resíduo	126	3		

4. Discussão

Apesar de cracas e mexilhões serem animais osmoconformadores, constatou-se nas espécies estudadas certa capacidade de manter estabilidade do seu líquido extra-celular (hemolinfa), sustentando gradientes em relação à água externa. Verificou-se “hiper-regulação” da concentração osmótica e iônica da hemolinfa, quando foram expostos a baixas

salinidades, e hipo-conformação (i.e., menor capacidade de homeostasia) quando em elevadas salinidades. No geral, essa homeostasia osmótica foi mantida devido à habilidade que esses animais possuem de se isolar da variação externa por meio do fechamento de suas “conchas”, conforme já relatado em outros trabalhos (Foster 1970; Salomão e Lunetta 1989; Veiga 2009). Essa “regulação” por meio do fechamento da concha foi denominada como pseudo-osmorregulação facultativa por Bergan (1986) (*apud* Bergan e Kharazova 1997).

O mexilhão *M. charruana* apresentou a maior capacidade de realizar a pseudo-osmorregulação facultativa, visto que observou-se ao longo de todo o experimento que 87 a 100% dos organismos com as conchas fechadas. A eficiência deste comportamento pode ser observada pelo alto valor do índice de capacidade osmorregulatória e pelos valores bastante estáveis tanto da osmolalidade como do íon Na^+ .

O estado hiperosmótico, quando os animais são expostos ao choque hiposalino, já havia sido relatado para os moluscos *Glycymeris glycymeris* e *Mytilus edulis* quando a duração do experimento foi de dois dias, porém ao aumentar a exposição para duas semanas observou-se que os animais passaram a ter a hemolinfa isosmótica ao meio, o que demonstra que a capacidade de manter a hemolinfa hiper-osmótica em relação ao meio não pode ser mantida por muito tempo (Gilles 1997). Quando *M. charruana* foi submetida à baixa salinidade e impedida de fechar sua concha, ela apresentou um padrão mais conformador, o que reforça a ideia de que é a concha que permite ao animal manter sua homeostasia e não algum mecanismo osmorregulatório por seus tecidos de interface (Leonel et al. 1988).

Dentre os cirripédios, *M. coccopoma* manteve a concentração osmótica da hemolinfa mais estável que as demais. Para a concentração de Na^+ , *A. reticulatus* apresentou maior capacidade osmorregulatória. Na espécie *M. coccopoma* a manutenção do estado hiperosmótico (no choque hiposalino de 0 a 20‰) não foi devida a uma questão comportamental, visto que mesmo nessas condições pelo menos 50% dos organismos encontravam-se com as placas operculares abertas, ao final do experimento. Provavelmente essa espécie tem capacidade de osmorregulação, ou seja, é capaz de manter sua hemolinfa estável, mesmo quando há variação no meio externo, devido à presença de um mecanismo de regulação anisosmótica extracelular. Esse mecanismo preserva as células e os tecidos internos dos animais de uma brusca variação do meio externo e é baseado no controle da permeabilidade de estruturas do epitélio e no transporte dos íons Na^+ e Cl^- (Péqueux 1995). A presença desse mecanismo ainda não havia sido registrada para nenhuma espécie de cracas.

Esta capacidade certamente facilita a colonização por *M. coccopoma* de áreas hiposalinas, apesar de esta espécie ser mais abundante em regiões de maior salinidade

(Breves-Ramos et al. 2005; Silva 2008; Gilg et al. 2010). Algumas possíveis explicações para a baixa abundância dessa espécie em ambiente com baixa salinidade são: tolerância limitada dos estágios larvais à baixa salinidade, conforme sugerido por Gilg et al. (2010); energia gasta para manutenção da homeostasia fisiológica pode causar uma redução na capacidade reprodutiva e no crescimento da espécie; outros fatores como competição por espaço, suprimento larval reduzido e predação, podem estar impedindo o estabelecimento desta espécie em locais de baixa salinidade (Ruiz et al. 2000; Osman e Whitlatch 2004; Bulleri 2005).

As demais espécies, por sua vez, provavelmente suportam grande variação de salinidade apenas por um curto período (ex: ciclo da maré), visto que o isolamento por meio do fechamento das “conchas” pode acarretar em produção de ácidos láctico devido à respiração anaeróbia, diminuição da taxa respiratória e de filtração e pode comprometer o desenvolvimento larval (Masilamoni et al. 2002; Resgalla et al. 2007). Outro possível mecanismo que pode permitir a permanência dessas espécies no ambiente estuarino é a regulação intracelular isosmótica (RII). Esse tipo de regulação consiste em manter o meio intracelular isosmótico ao meio extracelular, através do fluxo de solutos, de forma a regular o volume celular e a manter a composição do meio intracelular (Péqueux 1995; Freire et al 2008a).

O fato de muitos exemplares de *F. citerosum* terem permanecido suas placas operculares abertas (no intervalo de 10 a 30‰) vai de encontro ao seu padrão de distribuição de acordo com a salinidade. Esta espécie é mais abundante em regiões de água salobra, principalmente em mangues e estuários (Young 1989, 1994; Marques-Silva et al. 2006; Farrapeira 2010). Porém, quando os animais foram expostos à salinidade de 40‰, 18 a 57% dos organismos permaneceram com suas placas operculares abertas e mesmo assim mantiveram a hemolinfa hiposmótica em relação ao meio. Isso pode ser um indício de que essa espécie tenha capacidade de hipo-regular sua hemolinfa, quando exposta à elevada salinidade, porém mais estudos (ex: experimento *in vitro* de controle de volume celular e dosagem de osmólitos orgânicos) são necessários para confirmar essa hipótese. *Amphibalanus reticulatus* apresentou organismos com placas operculares abertas e a concentração osmótica e do íon Na^+ sem gradientes significativos em relação ao meio acima de 20‰, o que estaria de acordo com seu padrão de distribuição, por ser uma espécie mais marinha que *F. citerosum* (Young 1989; Young 1994; Marques-Silva et al. 2006; Farrapeira 2006, 2010).

Quando *M. coccopoma* e *F. citerosum* foram expostas ao ar, a osmolalidade da hemolinfa de *M. coccopoma* aumentou. Esse resultado provavelmente está relacionado com a manutenção das placas operculares abertas, o que leva a uma maior taxa de evaporação da água, tornando a hemolinfa mais concentrada, enquanto *F. citerosum* permaneceu com a maioria dos animais com as placas fechadas. Esse resultado corrobora com o fato de *M. coccopoma* ter apresentado um teor hídrico menor que *F. citerosum* quando exposta ao ar. Porém a concentração dos íons Na^+ e K^+ mantiveram-se constante para ambas as espécies, logo esse aumento da osmolalidade deve ser devido um efeito sinérgico de pequeno aumento da concentração do íon Na^+ e Cl^- , uma vez que estes são os íons mais abundantes no meio extracelular, e a osmólitos orgânicos (Schmidt-Nielsen 2002). Por *F. citerosum* ter capacidade de manter sua hemolinfa mais estável frente à exposição ao ar demonstra que é mais apta a viver na região entremarés que *M. coccopoma*.

A capacidade de tolerar variação da salinidade apresenta implicações não só no estabelecimento de espécies introduzidas como também no transporte das mesmas (Floerl 2003). Os principais vetores de transporte de espécies são por meio de incrustação nos cascos de embarcações e água de lastro (Carlton 1992, Ruiz et al. 2000). Espécies de locais de baixa salinidade não podem ser transportadas por bioincrustação, uma vez que a navegação oceânica implica em exposição à água com elevada salinidade, sendo assim seu meio de transporte mais provável seria via água de lastro (Fofonoff et al 2003). É interessante destacar que atualmente a legislação brasileira obriga que os navios que aportam no Brasil realizem a troca de água oceânica com o objetivo de impedir a introdução de espécies de águas salobras (https://www.dpc.mar.mil.br/normam/N_20/N_20.htm). Dessa forma, a espécie *M. coccopoma* seria a espécie mais apta a ser transportada por bioincrustação, conforme sugerido por trabalhos que apontam essa espécie como um dos principais organismos incrustantes de cascos de navios (Silveira et al. 2006; Farrapeira et al. 2007) e ainda por apresentar elevada tolerância à variação de salinidade.

Quando o bivalve *M. charruana* foi exposto à temperatura de 30°C apresentou um padrão mais osmoconformador quando comparado às condições de 10°C e 20°C, o que demonstra que o aumento da temperatura pode causar mudanças fisiológicas nos animais e consequentemente alterar a distribuição e abundância de espécies de acordo com sua tolerância térmica e capacidade de adaptação (Harley et al 2006). Assim, o aquecimento global pode influenciar no padrão de distribuição das espécies, facilitando o processo de invasão biológica em diversas etapas como: transporte, estabelecimento, naturalização e dispersão (Dukes e Mooney 1999; Stachowicz et al 2002; Harley et al 2006; Walther et al.

2009). Também pode mudar a estrutura das comunidades pela alteração nas interações existentes entre as espécies, por exemplo, uma espécie nativa pode ser menos tolerante ao aumento de temperatura que uma introduzida, e esta passa a apresentar uma maior capacidade competitiva que a espécie nativa, mudando toda a estrutura da comunidade (Harley et al, 2006; Walther et al 2009). Todas essas possíveis mudanças causadas pelo aumento da temperatura global merecem atenção e devem ser monitoradas a fim de se evitar maior prejuízo para as espécies nativas.

A mortalidade de animais que possuem concha é difícil de ser avaliada, uma vez que o fato de estarem com a concha fechada pode mascarar um possível morte. Porém os níveis de íon potássio encontrados no presente estudo foram normais, o que indica que todos os animais avaliados provavelmente estavam vivos.

Ao avaliar-se a tolerância fisiológica e o comportamento frente à variação de salinidade das espécies *A. reticulatus*, *F. citerosum*, *M. coccopoma* e *M. charruana*, refutou-se a hipótese inicial de que as espécies estuarinas apresentam maior capacidade, em termos fisiológicos, de lidar com a variação de salinidade. Observou-se que a espécie marinha, *M. coccopoma*, foi a espécie com maior tolerância à variação de salinidade, porém outros fatores podem limitar sua distribuição no ambiente hiposalino. Para averiguar a real capacidade de invasão de *M. coccopoma* seria interessante avaliar: (1) o efeito de uma exposição mais prolongada dos organismos adultos à baixa salinidade, para ver se a capacidade de sustentar a hemolinfa hiper-osmótica e iônica será mantida; (2) a tolerância das larvas desta espécie à redução de salinidade. Além disso, são necessários estudos sobre capacidade de regulação de volume celular (IIR) ou do fluido extracelular (AER) e estudos sobre tolerância fisiológica de outros estágios de vida, para todas as espécies.

5. Referências bibliográficas

- Anil AC, Chiba K, Okamoto K, Kurokura H (1995) Influence of temperature and salinity on larval development of *Balanus amphitrite*: implications in fouling ecology. Mar Ecol Prog Ser 118:159-166
- Anil AC, Desai D, Khandeparker L (2001) Larval development and metamorphosis in *Balanus amphitrite* Darwin (Cirripedia; Thoracica): significance of food concentration, temperature and nucleic acids. J Exp Mar Biol Ecol 263:125-141
- Barnes H (1953) The effect of lowered salinity on some barnacle nauplii. J Anim Ecol 22:328-330
- Barnes H, Barnes M (1961) Salinity and biometry of *Balanus improvisus*. Soc Sci Fenn Comm Biol 24(4):1-7

- Barnes H, Barnes M (1974) The responses during development of the embryos of some common cirripedes to wide changes in salinity. *J Exp Mar Biol Ecol* 15:197-202
- Barnes H, Klepal W (1974) The general biology of *Verruca stroemia* (O.F. Müller) IV. Effect of salinity and temperature on survival, behavior, and osmotic relations. *J Exp Mar Biol Ecol* 14:37-46
- Begon M, Harper J, Townsend C (2007) *Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed, Porto Alegre
- Bergan M (1968) The salinity tolerance limits of the adults and early stage embryos of *Balanus glandula* Darwin, 1854 (Cirripedia, Thoracica). *Crustaceana* 15:230-234
- Bergan VJ, Kharazova AD (1997) Mechanisms of salinity adaptations in marine molluscs. *Hydrobiologia* 355:115-126
- Bradley TJ (2009) *Animal Osmoregulation*. Oxford University Press, New York.
- Breves-Ramos A, Junqueira AOR, Lavrado H P, Silva SHG, Ferreira-Silva MAG (2010) Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil). *J Mar Biol Assoc U K* 90(3):453-459
- Bulleri F (2005) Experimental evaluation of early patterns of colonisation of space on rocky shores and seawalls. *Mar Environ Res* 60:355-374
- Byers JE, Goldwasser L (2001) Exposing the mechanism and timing of impact of nonindigenous species on native species. *Ecology* 82:1330-1343
- Calado TCS, Sousa EC (2003) Crustáceos do complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba - Alagoas. FAPEAL, Maceió
- Cangussu LC, Kremer LP, Rocha RM, Pitombo FB, Heyse H, Bornancin EC (2007) Cracas (Cirripedia, Balanomorphia) introduzidas em um cultivo de mexilhões: composição de espécies e potencial invasor. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG*
- Carlton JT (1992) Introduced marine and estuarine mollusks of north America: an end of the 20th century perspective. *J Shellfish Res* 11(2):489-505
- Chan BKK, Morritt D, Williams GA (2001) The effect of salinity and recruitment on the distribution of *Tetraclita squamosa* and *Tetraclita japonica* (Cirripedia; Balanomorphia) in Hong Kong. *Mar Biol* 138:999-1009
- Cheng W, Yeh S H, Wang C S, Chen J C (2002) Osmotic and ionic changes in Taiwan abalone *Haliotis diversicolor supertexta* at different salinity levels. *Aquaculture* 203:349-357
- Crisp DJ, Costlow JD (1963) The tolerance of developing cirripede embryos to salinity and temperature. *Oikos* 14:22-34
- Deaton L (2008) Osmotic and Ionic Regulation in Molluscs. In: Evans DH (ed) *Osmotic and ionic regulation: cells and animals*, CRC Press, London, pp 107-133
- Desai D, Anil A C (2004) The impact of food type, temperature and starvation on larval development of *Balanus amphitrite* Darwin (Cirripedia: Thoracica). *J Exp Mar Biol Ecol* 306:113-137
- Desai DV, Anil AC, Venkat K (2006) Reproduction in *Balanus amphitrite* Darwin (Cirripedia: Thoracica): influence of temperature and food concentration. *Mar Biol* 149: 1431-1441
- Dukes JS, Mooney HA (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Tree* 14(4):135-139
- Faria MIA, Marques-Silva NS, Araripe D, Silva CL, Gomes CP, Gardunho DC, Beasley CR (2003) Ocorrência de *Fistulobalanus citerosum* (Henry, 1974), no estuário do Rio Caeté, Bragança, Pará, Brasil. VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza: 374-374
- Farrapeira CMR (2006) Barnacles (Cirripedia: Balanomorphia) of the estuarine region of Recife, Pernambuco, Brazil *Trop Oceanogr* 34(2):101-120

- Farrapeira CMR (2008) Cirripedia Balanomorpha del estuario del río Paripe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil) Biota Neotrop 8(3):31-39
- Farrapeira CMR (2009) Barnacles (Crustacea : Cirripedia) of the estuarine and marine areas of the port of Recife (Pernambuco,Brazil). Cah Biol Mar 50:119-129
- Farrapeira CMR (2010) Shallow water Cirripedia of the northeastern coast of Brazil: The impact of life history and invasion on biogeography. J Exp Mar Biol Ecol 392:210-219
- Farrapeira CMC, Melo AVOM, Barbosa DF, Silva KME (2007) Ship hull fouling in the Porto of Recife, Pernambuco. Braz J Oceanog, 55(3):207-221
- Floerl O (2003) Factores that influence hull fouling on ocean-going vessels. Hull fouling A mechanism for marine invasive species introductions. Proceedings of a Workshop on current issues and potencial management strategies 6- 13
- Fofonoff PW, Ruiz GM, Steves B, Carlton JT (2003) In Ships or on ships? Mechanisms of transfer and invasion of nonnative species to the coasts of North America. In Ruiz GM, Carlton JT, editors. Invasives species. Vectors and management strategies. Washington: Island Press. pp 152–182.
- Foster BA (1970) Response and acclimation to salinity in the adults of some balanomorph barnacles. Phil. Trans. R. Soc. B 256:377-400
- Foster C, Amado EM, Souza MM, Freire CA (2010) Do osmoregulators have lower capacity of muscle water regulation than osmoconformers? A study on decapod crustaceans. J Exp Zoo 313A:80–94
- Freire CA, Onken H, McNamara JC (2008a) A structure-function analysis of íon transport in crustacean gills and excretory organs. Comp Biochem Physiol 151A:272-304
- Freire CA, Amado EM, Souza LR, Veiga MPT, Vitule JRS, Souza MM, Prodocimo V (2008b) Muscle water control in crustaceans and fishes as a function of habitat, osmoregulatory capacity, and degree of euryhalinity. Comp Biochem Physiol 149A:435–446
- Freire CA, Cavassin F, Rodrigues EN, Torres AH, McNamara JC (2003) Adaptative patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. Comp Biochem Physiol 136A:771–778
- Gilg MR, Lukaj E, Abdalnour M, Middlebrook M, Gonzalez E, Turner R, Howard R (2010) Spatio-temporal settlement patterns of the non-native titan acorn barnacle, *Megabalanus coccopoma*, in northeastern Florida. J Crustac Biol 30(1):146-150
- Gilles R (1997) Osmoregulatory process in molluscs and crustaceans from media with fluctuating salinity regime. Bol Fisiol Animal Univ S Paulo 6:1-36
- Gilles R.; Péqueux A (1981) Cell volume regulation in Crustaceans: relationship between mechanisms for controlling the osmolatity extracelular and intracelular fluids. J Exp Zoo 217:351-362
- Gorgon CM (1969) The apparent influence of salinity oh the distribution of barnacle species in Chesapeake Bay (Cirripedia). Crustaceana 16(2):139-141
- Harley CDG, Hughes AR, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJB, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L, Williams SL (2006) The impacts of climate changes in costal marine systems. Ecol Lett 9:228-241
- Lacombe D (1977) Cirripédios da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ (Brasil). Publicações Inst Pesqui Mar 109:1-13
- Lacombe D, Monteiro W (1974) Balanídeos como indicadores de poluição na Baía de Guanabara. Rev Bras Biol 34(4):633-644
- Lacombe D, Rangel EF (1978) Cirripédios de Arraial do Cabo, Cabo Frio. Rio de Janeiro. Publicações Inst Pesqui Mar 129: 1-12

- Laguna JE (1990) Shore barnacles (Cirripedia, Thoracica) and a revision of their provincialism and transition zones in the tropical eastern Pacific. *Bull Mar Sci* 46(2):406-424
- Lana PC, Marone E, Lopes RM, Machado EC (2001) The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecol Stud* 144:131-145
- Leonel RMV, Silva IN, Salomão LC (1988) Effect of salinity variation on the osmotic concentration and the cation content of hemolymph of *Mytella guyanensis* and *Mytella charruana* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). *Bol Fisiol Anim* 12:89-99
- Marques-Silva NS, Beasley CR, Gomes CP, Gardunho DCL, Tagliaro CH, Schories D, Mehlig U (2006) Settlement dynamics of the encrusting epibenthic macrofauna in two creeks of the Caeté mangrove estuary (North Brazil). *Wetlands Ecol Management* 14:67-78
- Masilamoni JG, Nandakumar K, Jesudoss KS, Azariah J, Satapathy KK, Nair KVK (2002) Influence of temperature on the physiological responses of the bivalve *Brachidontes striatulus* and its significance in fouling control. *Mar Environ Res* 53:51-63
- Mayer-Pinto M, Junqueira AOR (2003) Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Mar Pollut Bull* 46:1495-1503
- Nehls G, Diederich S, Thieltges DW, Strasser M (2006) Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control? *Helgol Mar Res* 60:135-143
- Nehring S (2006) Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgol Mar Res* 60:127-134
- Neves CS, Rocha RM, Pitombo FB, Roper JJ (2007) Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling* 23:319-330
- Neves CS, Rocha RM. (2008) Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Braz Arch Biol Technol* 51(3):623-633
- Odum EP (1988) *Ecologia*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- Osman RW, Whitlatch RB (2004) The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. *J Exp Mar Biol Ecol* 311:117-145
- Paavola M, Olenin S, Leppäkoski, E (2005) Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuar Coast Shelf Sci* 64:738-750
- Péqueux A (1995) Osmotic regulation in crustaceans. *J Crust Biol* 15:1-60
- Pilsbry HA (1916) The sessile barnacles (Cirripedia) contained in the collections of the U. S. National Museum: including a monograph of the American species. *Bull U S Natl Mus* 93:1-366
- Poirrier MA, Patridge MR (1979) The barnacle, *Balanus subalbidus*, as a salinity bioindicator in the oligohaline estuarine zone. *Estuaries* 2:204-206
- Prosser CL (1973) *Comparative Animal Physiology*. W. B. Saunders Company, Philadelphia
- Resgalla Jr C, Brasil ES, Salomão LC (2007) The Effect of Temperature and Salinity on the Physiological Rates of the Mussel *Perna perna* (Linnaeus 1758). *Braz Arch Biol Technology* 50(3):543-556
- Rocha RM, Kremer LP, Batista MS, Metri R (2009) Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. *Aquat Invasions* 4(1):195-205
- Rocha RM, Cangussu LC, Braga MP (2010) Stationary substrates facilitate bioinvasion in Paranaguá bay in southern Brazil. *Brazil J Oceanogr* 58: 219-231

- Ruiz GM, Fofonoff PW, Carlton JT, Wonham MJ, Hines AH (2000) Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annu Rev Ecol Syst* 31:481-531
- Salomão LC, Lunetta JE (1989) The effects of salinity on the osmotic and ionic concentrations in the hemolymph of *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia). *Bol Fisiol Anim S Paulo* 13:29-38
- Salomão LC, Magalhães ARM, Lunetta JE (1980) Influência da salinidade na sobrevivência de *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia). *Bol Fisiol Anim S Paulo* 4:143-152
- Schettini CAF, Carvalho JLB, Truccolo EC (1999) Aspectos hidrodinâmicos da Enseada da Armação de Itapocoroy, SC. *Notas Tec FACIMAR* 3: 99-109
- Schmidt-Nielsen K (2002) *Fisiologia Animal: adaptação e meio ambiente*. Editora Santos, São Paulo
- Schneider KR, Helmuth B (2007) Spatial variability in habitat temperature may drive patterns of selection between an invasive and native mussel species. *Mar Ecol Prog Ser* 339:157-167
- Severino A, Resgalla Jr C (2005) Descrição dos estágios larvais de *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) e sua variação temporal na enseada de Itapocoroy (Santa Catarina, Brasil). *Atlântica* 27:5-16
- Silva CAR, Smith BD, Rainbow PS (2006) Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Mar Environ Res* 61:439-455
- Silva JSV (2008) Comunidades macrobentônicas de substratos consolidados naturais e artificiais da Baía de Sepetiba /RJ com ênfase na dinâmica de espécies introduzidas. Tese, Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Silveira NG, Souza RCCL, Fernandes FC, Silva EP (2006) Occurrence of *Perna perna*, *Modiolus carvalhoi* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) and *Megabalanus coccopoma* (Crustacea, Cirripedia) of Areia Branca, Rio Grande do Norte State, Brazil. *Biociências* 14(1):89-90
- Simpson EP, Hurlbert SH (1998) Salinity effects on the growth, mortality and shell strength of *Balanus amphitrite* from the Salton Sea, California. *Hydrobiologia* 381:179-190
- Stachowicz JJ, Terwin JR, Whitlatch RB, Osman RW (2002) Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proc Natl Acad Sci USA* 6:15497-15500
- Thiyagarajan V, Harder T, Qian PY (2003) Combined effects of temperature and salinity on larval development and attachment of the subtidal barnacle *Balanus trigonus* Darwin. *J of Exp Mar Biol Ecol* 287:223-236
- Thiyagarajan V, Nair KVK, Subramoniam T, Venugopalan VP (2002) Larval settlement behaviour of the barnacle *Balanus reticulatus* in the laboratory. *J Mar Biol Ass UK* 82:579-582
- Urban HJ (1994) Upper temperature tolerance of ten bivalve species off Peru and Chile related to El Nino. *Mar Ecol Prog Ser* 107:139-145
- Veiga MPT (2009) Comparação da tolerância fisiológica (temperatura e salinidade) entre as cracas (Crustacea, Cirripedia) *Fistulobalanus cicerosum* Henry, 1974 (espécie nativa) e *Amphibalanus reticulatus* Utinomi, 1967 (espécie invasora). Dissertação, Universidade Federal do Paraná, Paraná
- Walther GR, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pysek P, Kühn I, Zobel M, Bacher S, Botta-Dukát Z, Bugmann H, Czúcz B, Dauber J, Hickler T, Jarosík V, Kenis M, Klotz S, Minchin D, Moora M, Nentwig W, Ott J, Panov VS, Reineking B, Robinet C, Semchenko V, Solarz W, Thuiller W, Vilà M, Vohland K, Settele J (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends Ecol Evol* 24 (2):686-693

- Wolff WJ (1999) Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many? *Helgol Meeresunters* 52:393-400
- Young PS (1987) Taxonomia e distribuição da subclasse cirripédia no Atlântico Sul Ocidental. Tese, Universidade de São Paulo
- Young PS (1989) Establishment of an Indo-Pacific barnacle in Brazil. *Crustaceana* 56(2):212-214
- Young PS (1994) The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. *Bol. Mus. Nac., Série Zool* 356:1-36
- Young PS (1998), Maxillopoda. Thecostraca. In- *P.S. Young* (ed), Catalogue for Crustacea from Brazil. Museu Nacional (Série livros 7), Rio de Janeiro, pp 263-285
- Young PS (2000) Cirripedia Thoracica (Crustacea) collected during the “Campagne de La Calypso (1961–1962)” from the Atlantic shelf of South America. *Zoosystema* 22(1):85–100

Capítulo II: Distribuição de cracas nativas e introduzidas na região entremarés dos costões rochosos brasileiros.

INTRODUÇÃO

Durante os dois últimos séculos, a taxa de introdução de espécies em ecossistemas marinhos e de água salobra tem aumentado exponencialmente sendo considerada uma ameaça à comunidade de plantas e animais nativos, uma vez que as espécies introduzidas evoluíram sob diferentes condições ambientais e ecológicas podendo assim, lidar mais facilmente com a variação desses parâmetros (CARLTON e GELLER, 1993; COHEN e CARLTON, 1998; RUIZ et al., 2000; NEHLS et al., 2006). Após invadir um ecossistema, a espécie introduzida pode acarretar profundas mudanças ecológicas como: deslocamento de espécies nativas através da exclusão competitiva; mudanças na composição de espécies e nas relações ecológicas existentes entre as mesmas; e ainda causar alteração do habitat (RACE, 1982; BRENCHLEY e CARLTON, 1983; CARLTON e GELLER, 1993; RUIZ et al., 1999; GROSHOLZ et al., 2000; SÁNCHEZ et al., 2005).

Porém, nem todos os organismos que chegam de outros locais são capazes de se estabelecer, principalmente em um ambiente estressante e com elevada diversidade de espécies, como os costões rochosos. Alguns exemplos de fauna introduzidas nos costões do hemisfério sul são: o mexilhão *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), que se tornou dominante nos costões da África do Sul, competindo por espaço com as espécies nativas, como o mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (BRANCH e STEFFANI, 2004; HANEKOM, 2008); o tunicado *Pyura praeputialis* (Heller, 1878), que está deslocando a espécie nativa de mexilhão *Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1819) e causando alterações nos costões do Chile (CASTILLA et al., 2004); o mexilhão *Isognomon bicolor* (Adams, 1845), que é abundante nos costões do Rio de Janeiro e que provavelmente está causando grandes mudanças na estrutura da comunidade deste ambientes (BREVES-RAMOS et al., 2010)

Os crustáceos estão entre os grupos que apresentam maior registro de espécies com capacidade de invadir novos ambientes, o que pode estar relacionado com a elevada presença destes organismos na água de lastro de muitos navios (CARLTON e GELLER, 1993; RUIZ et al., 2000; KARATAYEV et al., 2009). Dentre os crustáceos, as cracas apresentam elevada

taxa de introdução, principalmente em regiões portuárias, pois apresentam as seguintes características: presença da concha externa, larva com fase planctônica e capacidade de se fixar em cascos de navios e materiais que ficam à deriva nos oceanos (CARLTON e GELLER, 1993; VAN SYOC, 2009). Um exemplo de cirripédio introduzido que causa impacto ecológico na comunidade invadida é *Balanus glandula* Darwin, 1854, que invadiu os costões da Argentina e estruturas artificiais no Japão. Na Argentina, 40 anos após a introdução, já possui ampla distribuição e forma um cinturão na zona entremarés que anteriormente era habitado principalmente por mexilhões, lapas e macroalgas, modificando a estrutura da comunidade dos costões e causando um grande impacto ecológico nas espécies nativas (VALLARINO e ELIAS, 1997; ORENSANZ et al., 2002; SCHWINDT, 2007). No Japão esta espécie vem dominando a zona entremarés e já afeta o crescimento do cirripédio nativo, *Balanus albicostatus* Pilsbry, 1916 (KADO, 2003). Outro exemplo é *Elminius modestus* Darwin, 1854, considerada introduzida na Europa (HARMS, 1999), onde compete por espaço com a espécie nativa *Semibalanus balanoides* (Linnaeus, 1767), desloca as espécies nativas, principalmente em locais de baixa salinidade e apresenta expansão da sua distribuição, provavelmente por ser uma espécie euritérmica, eurialina e apresentar elevada fecundidade (HARMS, 1999; LAWSON et al., 2004). A espécie *Chthamalus proteus* Dando e Southward, 1980 é considerada introduzida no Havaí. Embora seja considerada estabelecida, principalmente em baías e lagoas onde a diversidade é menor, estudos demonstram que, até o momento, esta espécie não interfere no crescimento nem no recrutamento da espécie nativa *Nesochthamalus intertextos* (Darwin, 1854) (SOUTHWARD et al., 1998; ELDREDGE e SMITH, 2001; ZABIN e HADFIELD, 2002).

No Brasil, o conhecimento sobre as invasões marinhas ainda é relativamente novo e os dados existentes ainda são escassos e restritos a algumas localidades, podendo refletir a quantidade de estudos sobre o tema realizados em cada local, ao invés de demonstrar padrões de introduções e dispersões (FERREIRA et al., 2009). A primeira lista de espécies invasoras foi publicada em 2009 e aponta a presença das seguintes espécies de cracas introduzidas no Brasil: *Amphibalanus reticulatus* (Utinomi, 1967), *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) e *Striatobalanus amaryllis* (Darwin, 1854) (LOPES, 2009). Além dessas espécies, *M. tintinnabulum* (Linnaeus, 1758) e *Newmanella radiata* (Bruguière, 1789) são consideradas introduções históricas (FARRAPEIRA, 2009).

Amphibalanus reticulatus habita a porção inferior do entremarés e o infralitoral, fixando-se em conchas de outros animais, rochas, raízes de mangue e pilares de sustentação de estruturas de marinas e portos, sendo muito abundante em substratos artificiais (MAYER-

PINTO e JUNQUEIRA, 2003; FARRAPEIRA, 2006; 2008; 2009, ROCHA et al., 2010). Esta espécie é cosmopolita e considerada introduzida para o litoral brasileiro, com registro de primeira ocorrência em 1990 em Pernambuco e posteriormente para Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro e Paraná (YOUNG, 1998; CALADO e SOUZA, 2003; MAYER-PINTO e JUNQUEIRA, 2003; FARRAPEIRA, 2006; FARRAPEIRA et al., 2007; NEVES, et al. 2007). *Megabalanus coccopoma* vive na porção inferior do entremarés até o infralitoral de substratos naturais e artificiais, fixada sobre rochas ou como epibionte de mexilhões e parece competir por espaço com outras espécies (YOUNG, 1987; 1994; LOPES, 2009). No Brasil sua primeira ocorrência foi em 1970 na Baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro (YOUNG, 1994). Atualmente, sua distribuição abrange desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul, tendo sido documentada também em estruturas artificiais e em embarcações no Rio Grande do Norte e em Recife (PILSBRY, 1916; LACOMBE e MONTEIRO, 1974; LACOMBE, 1977; LACOMBE e RANGEL, 1978; LAGUNA 1990; BRUM E MARTINS, 1997; YOUNG, 1998; YOUNG 2000; SILVEIRA et al., 2006; FARRAPEIRA et al., 2007). Estas duas espécies não estão mais restritas ao substrato artificial, *A. reticulatus* já foi encontrada em substrato natural na Ilha Grande (RJ) e no nordeste brasileiro (FARRAPEIRA 2006; 2008; 2009; 2010; IGNÁCIO et al., 2010) e *M. coccopoma* em costões do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul (YOUNG, 1987; IGNÁCIO et al., 2010; SILVA, 2008).

Além das espécies introduzidas, é de grande importância considerar a presença de espécies criptogênicas quando falamos de bioinvasão, pois nesta categoria muitas vezes encontram-se espécies que são introduções históricas e, caso não sejam consideradas, podem fazer com que os impactos das espécies introduzidas sejam subestimados (CARLTON e GELLER, 1993; CARLTON, 1996). No Brasil, muitos dos balanídeos são considerados criptogênicos e possuem ampla distribuição no litoral brasileiro, entre eles: *A. amphitrite* (Darwin, 1854), *A. eburneus* (Gould, 1841), *A. improvisus* (Darwin, 1854) e *A. venustus* (Darwin, 1854) (FARRAPEIRA 2009; 2010).

Visto a escassez de estudos sobre cirripédios introduzidos e criptogênicos nos costões do Brasil, o objetivo do presente estudo foi: (1) fazer o levantamento das cracas introduzidas presentes nos locais de coleta; (2) avaliar a porcentagem de cobertura das cracas, nativas e exóticas, presentes em costões rochosos ao longo do litoral brasileiro; (3) criar uma base de dados referência para futuras avaliações de cracas introduzidas nestes ambientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em costões rochosos localizados em ambiente marinho, dos estados do Ceará (CE), Pernambuco (PE), Espírito Santo (ES), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). Em cada estado foram amostrados três costões rochosos (localidades) com distância máxima de 5 km entre eles (Tabela 1).

Tabela 1. Localidades de coleta com respectivas coordenadas geográficas.

Localidade, Município (Estado)	Coordenada geográfica	Porto mais próximo (distância linear)
Flexeira, Trairi (CE)	3°13'02'' S, 39°15'57'' O	Porto do Pecém (63 km)
Guajiru, Trairi (CE)	3°14'34'' S, 39°13'30'' O	Porto do Pecém (60 km)
Manguinhos, Trairi (CE)	3°13'23'' S, 39°14'56'' O	Porto do Pecém (56 km)
Enseada dos corais, Cabo de Santo Agostinho (PE)	8°19'22'' S, 34°56'53'' O	Porto do Recife (30 km)
Gaibú, Cabo de Santo Agostinho (PE)	8°20'14'' S, 34°56'58'' O	Porto do Recife (32 km)
Paraíso, Cabo de Santo Agostinho (PE)	8°21'28'' S, 34°56'58'' O	Porto do Recife (34 km)
Manguinhos, Serra (ES)	20°11'11'' S, 40°11'47'' O	Porto de Vitória (12 km)
Parati, Achietá (ES)	20°48'34'' S, 40°36'38'' O	Porto de Ubú (5 km)
Ubú, Achietá (ES)	20°48'27'' S, 40°45'27'' O	Porto de Ubú (3 km)
Guaratuba, Guaratuba (PR)	25°53'26'' S, 48°33'36'' O	Porto de Paranaguá (44 km)
Ilha do Farol, Matinhos (PR)	25°51'0'' S, 48°32'11'' O	Porto de Paranaguá (39 km)
Ilha do Mel, Paranaguá (PR)	25°34'23'' S, 48°19'12'' O	Porto de Paranaguá (23 km)
Pinheira, Palhoça (SC)	27°52'58'' S, 48°35'19'' O	Porto de Imbituba (23 km)
Ponta do Papagaio, Palhoça (SC)	27°51'0'' S, 48°34'49'' O	Porto de Imbituba (44 km)
Praia de Cima, Palhoça (SC)	27°52'57'' S, 48°34'41'' O	Porto de Imbituba (39 km)
Guarita de Dentro, Torres (RS)	29°21'30'' S, 49°43'59'' O	Porto de Laguna (+100 km)
Guarita de Fora, Torres (RS)	29°21'6'' S, 49°43'50,6'' O	Porto de Laguna (+100 km)
Morro do Farol, Torres (RS)	29°20'49'' S, 49°43'42'' O	Porto de Laguna (+100 km)

Métodos de amostragem

Os dados foram coletados entre os meses de julho e outubro de 2010 durante a baixamar das marés de sizígia por pesquisadores que fazem parte do projeto NAGISA (Tabela 2). Este projeto visa entender padrões latitudinais na distribuição de espécies e foi realizado na costa da América do Sul. Para o presente trabalho foram utilizados apenas os dados dos cirripédios coletados no Brasil.

Tabela 2. Pesquisadores coordenadores da coleta dos dados em cada estado.

Estado	Responsável	Instituição
Ceará	Tito M. C. Lotufo	UFC - Inst. Ciênc. do Mar
Pernambuco	Cristiane M. R. Farrapeira	UFPE - Depto. Biologia
Espírito Santo	Franciane M. Pellizzari	UNESPAR - Campus Fafipar
Paraná	Franciane M. Pellizzari	UNESPAR – Campus Fafipar
Santa Catarina	Rosana M. da Rocha	UFPR – Depto. Zoologia
Rio Grande do Sul	Rosana M. da Rocha	UFPR – Depto. Zoologia

Os costões rochosos amostrados foram divididos em estratos segundo o padrão de zonação de cada local na zona entremarés, sendo três estratos nos pontos localizados nos estados do Paraná e Ceará e na localidade Paraíso (PE), e dois nos demais locais. Para a coleta de dados qualitativos, foram feitas buscas ativas das espécies de cracas presentes em todos os locais amostrados, levando em consideração a zona do costão onde o animal era encontrado, com o intuito de formular uma lista de riqueza de espécies de acordo com sua distribuição vertical.

Para gerar dados quantitativos, em cada estrato foi avaliada a porcentagem de cobertura dos cirripédios e a quantidade de espaços vazios através do método de interseção de pontos. Essa metodologia consiste na utilização de um *quadrat* de 0,25 m² com 100 pontos de interseção (cada ponto equivale a 1% de cobertura) nos quais é observada qual a espécie que está fixada sobre o costão rochoso. Nos costões da Ilha do Mel e de Guaratuba foram analisados cinco *quadrats* por estrato, devido à pequena extensão dos costões destes locais. Na região supralitoral da Ilha do Farol foram amostrados sete *quadrats*, pois em três pontos desse estrato não era possível distinguir entre o supralitoral e o médiolitoral. Nas demais localidades foram avaliados dez *quadrats* por estrato.

Quando a identificação das espécies não era possível de ser realizada em campo, os animais eram fixados em álcool e levados para laboratório para posterior identificação. Todos os indivíduos foram identificados em nível de espécie, exceto no gênero *Chthamalus*, pois este apresenta duas espécies que são facilmente confundidas em campo: *Chthamalus bisinuatus* e *Chthamalus proteus*.

As espécies coletadas foram classificadas em nativa, criptogênica ou introduzida baseada em FARRAPEIRA (2009, 2010).

RESULTADOS

Foram encontradas nove espécies de craca nos 18 locais amostrados. Dentre estas, três são nativas no Brasil: *Chthamalus bisinuatus*, *C. proteus* e *Tetraclita stalactifera*; quatro exóticas: *Amphibalanus reticulatus*, *Megabalanus coccopoma*, *M. tintinnabulum* e *Newmanella radiata*, sendo essas duas últimas consideradas introduções históricas; duas criptogênicas: *A. amphitrite* e *A. improvisus*.

Os locais com maior riqueza de espécies foram Ubú (ES) e Ilha do Mel (PR), ambos com cinco espécies, sendo três introduzidas em Ubú e duas na Ilha do Mel. Nessas duas localidades foram registradas a presença de *M. coccopoma*, enquanto *A. reticulatus* foi restrita à Ilha do Mel e *N. radiata* à Ubú. No costão de Guajiru (CE) não foi encontrada nenhuma espécie de craca (Tabela 3). A espécie introduzida *M. coccopoma* além de estar presente em Ubú e na Ilha do Mel, também foi encontrada em Parati (ES), Guaratuba (PR), Pinheira e Praia de Cima (SC), Guarita de Fora e de Dentro (RS) e *M. tintinnabulum* ocorreu em Parati e Ubú (ES) (Tabela 3).

Dentre as espécies criptogênicas, *A. amphitrite* foi encontrada nas localidades de Manguinhos (CE), Paraíso (PE) e Ilha do Mel (PR); já *A. improvisus* na Ilha do Mel (PR), Guarita de Dentro e Guarita de Fora (RS).

Chthamalus spp. foi encontrado em todos os pontos de coleta exceto em Guajiru (CE). *Tetraclita stalactifera*, também nativa, foi coletada em todos os locais amostrados de Pernambuco e Santa Catarina, e na localidade de Parati e Ubú (ES), Guaratuba e Ilha do Farol (PR) (Tabela 3).

No geral, *Chthamalus* spp. foi o táxon mais abundante, sendo encontrado em maior quantidade no estrato superior dos costões do Rio Grande do Sul (42,3%). Na franja do infralitoral do Paraná e do Rio Grande do Sul foi encontrada em pequena quantidade, 0,3% e 0,5% respectivamente. No estado do Ceará apresentou a menor abundância quando

comparada aos demais. Já *T. stalactifera* esteve presente em todos os estratos, sendo mais abundante no médiolitoral dos estados do Paraná e Espírito Santo (1,5%), não tendo sido encontrada apenas nos costões do Ceará e Rio Grande do Sul. (Fig. 1).

Megabalanus coccopoma apareceu em pequenas quantidades e apenas no estrato médio do Paraná (0,2%) e na franja do infralitoral de Santa Catarina (0,3%) e Rio Grande do Sul (0,1%) (Fig. 1). *Amphibalanus amphitrite* foi encontrada com maior abundância nos estratos superior e/ou médio do estado do Ceará (2,4%), e em menor quantidade em Pernambuco (0,1%) e no Paraná (0,3%) (Fig. 1).

No geral, os estratos superior e médio dos costões analisados foram as regiões com maior quantidade de espaço disponível, variando entre 41,7%, no Rio Grande do Sul a 17,3%, em Pernambuco. Os costões do Ceará apresentaram um padrão diferenciado, com maior quantidade de espaços vazios no infralitoral (45%) seguido do médio (43,4%) e supra (39,9%) (Fig. 1).

Tabela 3. Espécies de cirripédios encontrados nos 18 pontos amostrados na região entremarés em 2010. Espécies em negrito são introduzidas e seguidas de * são criptogênicas

	CE			PE			ES			PR			SC			RS		
	FLE ¹	GUA	MAN	ENS	GAI	PAR	MAN	PAR	UBU	GUAR	IFA	IME	PIN	POP	PCI	GDE	GFO	MFA
<i>Chthamalus</i> spp.	M;S ²		S	S	S	M;S	MS	MS	MS	M;S	I;M;S	M;S	MS	MS	IM; MS	IM; MS	IM; MS	MS
<i>Tetraclita stalactifera</i>				S	I	S;M		IM	IM	M	I;M		MS	MS	IM			
<i>Amphibalanus amphitrite</i> *			S			M						M						
<i>Amphibalanus improvisus</i> *												M				IM	IM	
<i>Amphibalanus reticulatus</i>												M						
<i>Megabalanus coccopoma</i>								MS	MS	M		M	IM		IM	IM; MS	IM	
<i>Megabalanus tintinnabulum</i>								MS	MS									
<i>Newmanella radiata</i>									MS									

¹FLE –Flecheiras; GUA – Guajiru; MAN – Manguinhos; ENS – Enseada; GAI – Gaibú; PAR – Paraíso; MAN – Manguinhos; PAR – Parati; UBU – Ubú; GUAR – Guaratuba; IFA – Ilha do Farol; IME – Ilha do Mel; PIN – Pinheira; POP – Ponta do Papagaio; PCI – Praia de Cima; GDE – Guarita de Dentro; GFO – Guarita de Fora; MFA – Morro do Farol

² I- franja do infralitoral; M- médiolitoral; S- supralitoral; MS- médio/supra; IM – infra/médio;

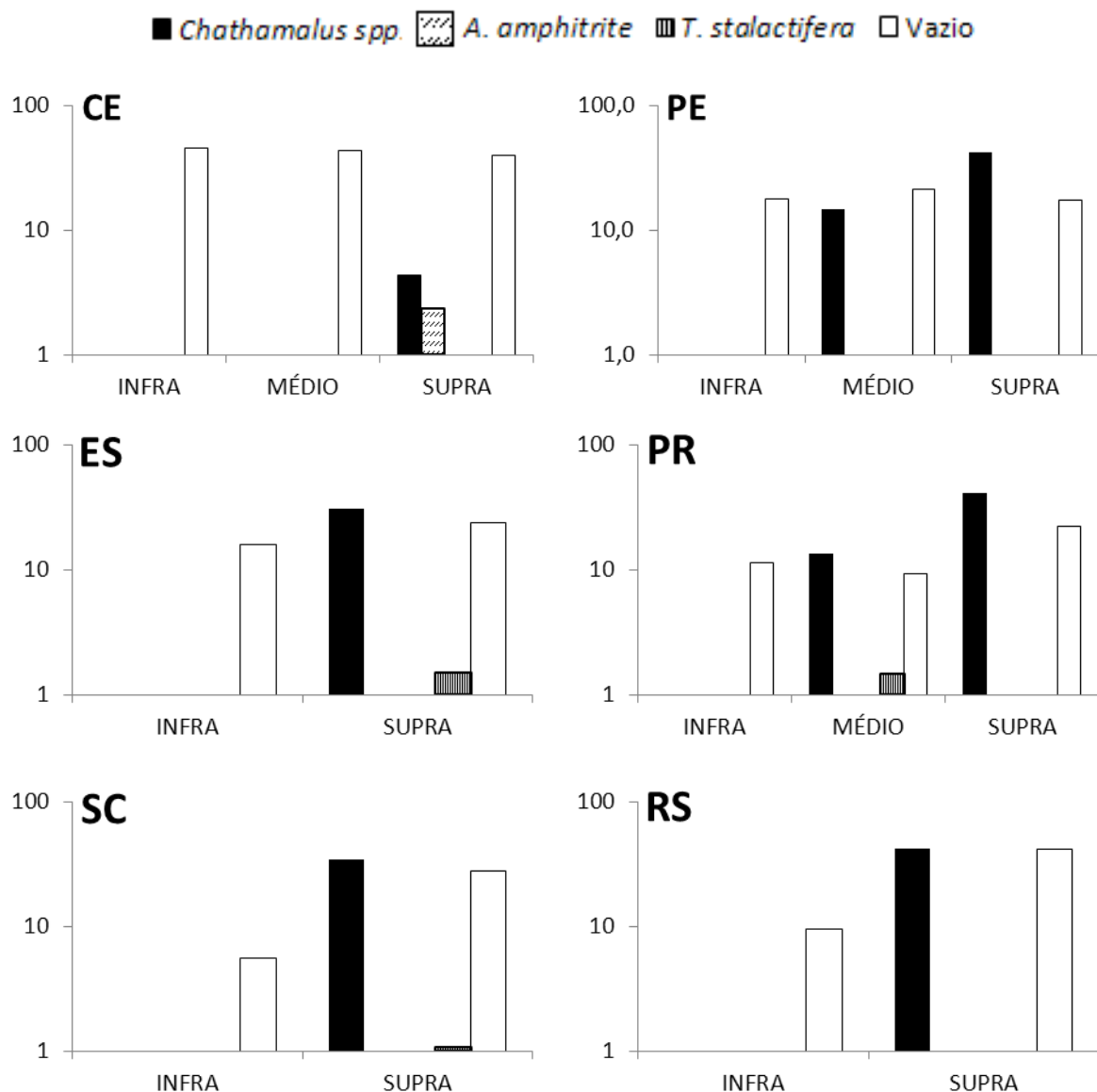


Fig. 1. Porcentagem de cobertura dos cirripédios encontrados na região entremarés nos estados do Ceará (CE), Pernambuco (PE), Espírito Santo (ES), Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). Observe que o eixo y está em escala logarítmica.

DISCUSSÃO

Dentre as nove espécies de cirripédios registradas nos locais amostrados, *Chthamalus* spp. foi mais abundante em todas as regiões, enquanto as espécies introduzidas e criptogênicas foram pouco representativas. A presença de *Chthamalus* spp. em elevada quantidade corrobora com estudos que demonstram que este gênero é típico de região entremarés de substratos consolidados, principalmente na região superior, por apresentar

adaptações morfológicas que permitem a sobrevivência em condições extremas como: escassez de água e alimento, dessecação e elevada temperatura do ar (PANNACCIULLI e RELINI, 2000; MASI e ZALMON, 2008; COUTINHO e ZALMON, 2009; FARRAPEIRA, 2009; FARRAPEIRA, 2010). Nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná o gênero *Chthamalus* foi representado exclusivamente pela espécie *Chthamalus bisinuatus*. Nos demais estados não foi possível identificar em nível de espécie, pois não foi feita a coleta dos animais, sendo assim pode ter ocorrido tanto *C. bisinuatus* como *C. proteus*.

A metodologia utilizada para quantificação dos organismos subestima a porcentagem de cobertura de animais solitários ou raros, sendo este o caso da maioria das cracas presentes na região entremarés no litoral brasileiro, com exceção de *Chthamalus* spp. O mais indicado seria que o tamanho de cada quadrado que representa o ponto de interseção que está sendo amostrado tivesse o tamanho do animal, e não que este fosse maior que o tamanho do animal, como aconteceu no presente estudo. Ainda assim, foram detectadas quatro espécies introduzidas nos costões estudados (*A. reticulatus*, *M. coccopoma*, *M. tintinnabulum* e *N. radiata*) e duas criptogênicas (*A. amphitrite* e *A. improvisus*). As localidades com maior riqueza (cinco espécies) e maior quantidade de espécies introduzidas foram Ilha do Mel (PR) e Ubú (ES). O fato da Ilha do Mel estar na rota de navegação de embarcações que aportam no Porto de Paranaguá e distar apenas 23 km do mesmo e Ubú distar 5 km do Porto de Ubú são a provável explicação para a presença de espécies criptogênicas e introduzidas nestas regiões, uma vez que regiões portuárias são locais com elevada taxa de introdução de espécies (COHEN e CARLTON, 1998; CURRIE e PARRY, 1999). Por outro lado, a localidade de Manguinhos (ES) está a apenas 12 km do Porto de Vitória, porém não apresentou nenhuma espécie introduzida. Os demais pontos de coleta estão a pelo menos 30 km de distância do porto mais próximo, exceto Pinheira (SC) que se encontra a 23 km do Porto de Imbituba.

Dentre as duas espécies introduzidas encontradas na Ilha do Mel, *A. reticulatus* foi restrita a esta localidade e ainda não havia sido registrada em substrato natural no Sul do Brasil, embora seja um dos cirripédios mais abundantes nos substratos artificiais presentes na Baía de Paranaguá (ROCHA et al., 2010). Os possíveis meios de chegada desta espécie nessa localidade são: (1) larvas liberadas de organismos adultos que vivem incrustados nas embarcações que aportam no Porto de Paranaguá; (2) larvas vindas de animais que já estão estabelecidos nas estruturas do Porto de Paranaguá ou do Iate Clube de Paranaguá. No litoral brasileiro, esta espécie é encontrada habitando substratos artificiais no Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Rio de Janeiro e em ambiente natural no Maranhão, Pernambuco, Alagoas, Bahia, Paraná e Rio de Janeiro (CALADO e SOUZA, 2003; MAYER-PINTO e

JUNQUEIRA, 2003; FARRAPEIRA, 2006; SILVA, 2008; FARRAPEIRA, 2008; 2009; IGNÁCIO et al., 2010; FARRAPEIRA, 2010; ROCHA et al. 2010). Embora seja uma introdução recente no Brasil, estudos demonstram que ela está se tornando mais abundante que *A. amphitrite* em várias localidades e apresenta maior taxa de crescimento que *A. improvisus*, o que demonstra que esta espécie encontra-se bem adaptada à região e sua introdução em ambiente natural pode acarretar em alterações na estrutura da comunidade de cirripédios e outros animais que vivem nestes ambientes (MAYER-PINTO, 2004; LOPES, 2009; FARRAPEIRA, 2010). Dessa forma, mesmo não sendo abundante no local de coleta é importante que sejam feitos monitoramentos da expansão dessa espécie nesta área a fim de evitar possíveis impactos à comunidade nativa.

Megabalanus coccopoma teve uma ocorrência mais ampla sendo encontrada nos costões desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul. Essa espécie já havia sido registrada nessas localidades em substrato natural e ainda nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, neste último competindo por espaço e apresentando maior densidade que *M. tintinnabulum* em locais com perturbação antrópica (YOUNG, 1987; LACOMBE E MONTEIRO, 1974; LACOMBE, 1977; LACOMBE E RANGEL, 1978; YOUNG, 1994; YOUNG, 1998; SILVA, 2008, IGNACIO et al., 2010). Nos estados de Pernambuco e Rio Grande do Norte ainda é restrita a estruturas artificiais e como fauna incrustante de embarcações (FARRAPEIRA et al., 2007; SILVEIRA et al., 2006).

A outra espécie exótica encontrada, *N. radiata*, foi coletada apenas na localidade de Ubú (ES), onde não havia registro anterior. Sua distribuição no Brasil foi relatada em Pernambuco, Bahia, São Paulo, Rio de Janeiro e Santa Catarina (YOUNG, 1998; SEVERINO e RESGALLA, 2005; FARRAPEIRA, 2009, 2010), porém, segundo FARRAPEIRA (2009) esta espécie já é considerada uma espécie estabelecida no Brasil, sendo uma espécie comum nos costões (F. B. PITOMBO, comunicação pessoal 2010), mas sem muitos dados publicados sobre sua distribuição.

As espécies criptogênicas *A. amphitrite*, *A. improvisus* e a introduzida, *M. tintinnabulum*, já haviam sido amostradas nos locais onde foram coletadas e apresentam ampla distribuição no litoral brasileiro (YOUNG, 1987). *Amphibalanus amphitrite* é comumente encontrada em locais poluídos e ocupa a zona inferior e média do entremarés de regiões estuarinas e marinhas (YOUNG, 1987; SILVA et al., 2006; FARRAPEIRA, 2009). Já *A. improvisus* é uma espécie típica de regiões estuarinas principalmente no infralitoral (YOUNG, 1987; FARRAPEIRA, 2010) e *M. tintinnabulum* é muito comum na costa brasileira principalmente em regiões marinhas com elevada ação de ondas (FARRAPEIRA,

2010). Essa três espécies estão entre as mais abundantes da comunidade incrustante de cascos de embarcações, portanto, o mais provável meio de dispersão (CARLTON, 1987; FARRAPEIRA, 2010).

A elevada quantidade de espaço vazio e a baixa riqueza de espécies nativas, principalmente no estado do Ceará, poderia ter tornado essa comunidade mais vulnerável à introdução de espécies, uma vez que, segundo a teoria da resistência biótica, quanto mais diversa a comunidade mais resistente ela é à bioinvasão (ELTON, 1958; STACHOWICZ et al. 1999; NAEEM et al., 2000; WASSON et al., 2005). A menor vulnerabilidade à invasão em comunidades com maior diversidade é consequência da melhor ocupação espacial pelas espécies nativas, tornando escasso o espaço para o assentamento de espécies introduzidas (STACHOWICZ et al., 2002). Sendo assim, a ausência de espécies introduzidas e criptogênicas no Ceará podem ser devido à: (1) uma falha metodológica, pois esse ponto de coleta não contou com a colaboração de nenhum especialista em taxonomia de cracas, como nos demais pontos; (2) outros fatores como predação e suprimento larval reduzido (RUIZ et al., 2000; OSMAN e WHITLATCH, 2004; BULLERI, 2005).

Embora tenham sido encontradas quatro espécies introduzidas na região entremarés ao longo da costa brasileira, a abundância das mesmas foi pequena em todos os pontos de coleta e apenas *M. coccopoma* ocorreu em uma ampla região. Em todas as amostragens pode-se observar que ainda há um predomínio das espécies nativas, provavelmente por estas apresentarem mecanismos que permitam sua sobrevivência em um ambiente tão estressante como o entremarés. De modo geral, as introduções conhecidas de cracas na região entremarés de costões rochosos datam de mais de 20 anos, como o caso da espécie *Balanus glandula* na Argentina (VALLARINO e ELIAS, 1997; ORENSANZ et al., 2002; SCHWINDT, 2007), *Elminus modestus* na Europa (CRISP, 1958; HARMS, 1999; LAWSON et al., 2004) e *Chthamalus proteus* que foi introduzida no Havaí entre 1974 e 1994 (SOUTHWARD et al., 1998; ELDREDGE e SMITH, 2001). A ausência de relatos recentes de cracas introduzidas na região entremarés de costões rochosos pode ser explicada por: (1) escassez de levantamentos de cracas neste ambiente, sendo a maioria dos registros e estudos restritos a estruturas artificiais de portos, geralmente submersos; (2) esta região ser muito exposta, com restrição de alimento e água, principalmente na região superior; (3) o transporte de espécies nos cascos de embarcações simular melhor as condições do sublitoral, região onde as cracas não são muito abundantes.

Embora a quantidade de espécies introduzidas e criptogênicas encontradas nos costões amostrados tenha sido pequena, a detecção precoce dessas espécies é fundamental para que

possam ser realizadas ações de manejo de forma a evitar o estabelecimento e controlar a expansão das mesmas. Portanto, são necessários monitoramentos contínuos dos ambientes estudados uma vez que a maioria deles apresentou alguma espécie introduzida. Além do monitoramento, são necessários estudos para avaliar quais os possíveis impactos ecológicos dessas espécies na comunidade nativa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRANCH, G. M.; STEFFANI, C. N. Can we predict the effects of alien species? A case-history of the invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck). **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v. 300, p. 189-215, 2004.
- BRENCHLEY, G. A.; CARLTON, J. T. Competitive displacement of native mud snails by introduced periwinkles in the New England intertidal zone. **Biol. Bull.**, v. 165, p. 543-558, 1983.
- BREVES-RAMOS, A.; JUNQUEIRA, A. O. R.; LAVRADO, H. P.; SILVA, S. H. G.; FERREIRA-SILVA, M.A.G. Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil). **J. Mar. Biol. Assoc. . U. K.**, v. 90, n. 3, p. 453–459, 2010.
- BRUM, I. N. S.; MARTINS, E. M. P. Seasonal variation of the intertidal community of Balanomorpha of the rocky shores of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil (Crustacea, Cirripedia). **Rev. Bras. Biol.**, v. 57, nº 2, p 275-288, 1997.
- CALADO, T. C. S.; SOUSA, E. C. Crustáceos do complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba – Alagoas. Maceió: FAPEAL, 2003. 116 p.
- CARTON, J. T. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bull. Mar. Sci.**, v. 41, p. 452-465, 1987.
- CARLTON, J. T. Biological invasions and cryptogenic species. **Ecology**, v. 77, n. 6, p.1653-1655, 1996.
- CARLTON, J. T.; GELLER, J. B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, v. 261, p. 78-82, 1993.
- CASTILLA, J.; GUIÑEZ, R.; CARO, A. U.; ORTIZ, V. Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate *Pyura praeputialis* in the Bay of Antofagasta, Chile. **P. Natl. Acad. Sci.**, v. 101, n. 23, p. 8517–8524, 2004.
- COHEN, A. N.; CARLTON, J.T. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. **Science**, v. 279, p. 55-58, 1998.
- COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. Os bentos de costões rochosos. In: PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES Biologia Marinha. Rio de Janeiro: Interciências, 2009. pp 281-297.
- CRISP, D. J. The spread of *Elminius modestus* Darwin In North-West Europe. **J. Mar. Biol. Assoc. U. K.**, v. 37, p. 483-520, 1958.
- CURRIE, D. R.; PARRY, G. D. Changes to benthic communities over 20 years in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. **Mar. Poll. Bull.**, v. 38, n. 1, p. 36-43, 1999.
- ELDREDGE, L. G.; SMITH, C. M. A guidebook to introduced marine species in Hawai‘i. Bishop Museum Technical Report 21. Bishop Museum, Honolulu, 2001.
- ELTON, C. S. The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen, 1958.
- FARRAPEIRA, C. M. R. Barnacles (Cirripedia: Balanomorpha) of the estuarine region of Recife, Pernambuco, Brazil. **Trop. Oceanogr.**, v. 34, n. 2, p. 101-120, 2006.

- FARRAPEIRA, C. M. R. Cirripedia Balanomorphs del estuario del río Parípe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil) **Biota Neotrop.**, v. 8, n. 3, p. 31-39, 2008.
- FARRAPEIRA, C. M. R. Barnacles (Crustacea: Cirripedia) of the estuarine and marine areas of the port of Recife (Pernambuco, Brazil). **Cah. Biol. Mar.**, v. 50, p. 119-129, 2009.
- FARRAPEIRA, C. M. R. Shallow water Cirripedia of the northeastern coast of Brazil: The impact of life history and invasion on biogeography. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v. 392, p. 210-219, 2010.
- FARRAPEIRA, C. M. R.; MELO, A. V. D. O. M.; BARBOSA, D. F.; SILVA, K. M. E. D. Ship hull fouling in the port of Recife, Pernambuco. **Brazil. J. Oceanogr.**, v. 55, n. 3, p. 207-221, 2007.
- FERREIRA, C. E. L.; JUNQUEIRA, A. O. R.; VILLAC, M. C.; LOPES, R. M. Marine bioinvasions in the Brazilian coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In: RILOV, G.; CROOKS, J. A. (eds) **Biological Invasions in Marine Ecosystems**. Heidelberg: Springer, pp. 459-477, 2009.
- GROSHOLZ, E. D.; RUIZ, G. M.; DEAN, C. A.; SHIRLEY, K. M.; MARON, J. L.; CONNORS, P. G. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California Bay. **Ecology**, v. 69, n. 5, p. 508-1224, 2000.
- HANEKOM, N. Invasion of an indigenous *Perna perna* mussel bed on the south coast of South Africa by an alien mussel *Mytilus galloprovincialis* and its effect on the associated fauna. **Biol. Invasions**, v. 10, p. 233-244, 2008.
- HARMS, J. The neozoan *Elminius modestus* Darwin (Crustacea, Cirripedia): Possible explanations for its successful invasion in European water. **Helgol. Meeresunters.**, v. 52, p. 37-345, 1999.
- IGNACIO, B. L.; JULIO, L. M.; JUNQUEIRA, A. O. R.; FERREIRA-SILVA, M. A. G. Bioinvasion in a Brazilian Bay: Filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. **Plos One**, v. 5, n. 9, p. 1-9, 2010.
- KADO, R. Invasion of Japanese shores by the NE Pacific barnacle *Balanus glandula* and its ecological and biogeographical impact. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 249, p. 199-206, 2003.
- KARATAYEV, A. Y.; BURLAKOVA, L. E.; PADILLA, D. K. MASTITSKY, S. E.; OLENIN, S. Invaders are not a random selection of species. **Biol. Invasions**, v. 11, p. 2009-2019, 2009.
- LACOMBE, D. Cirripédios da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ (Brasil). **Publicações Inst. Pesqui. Mar.**, v. 109, p. 1-13, 1977.
- LACOMBE, D.; MONTEIRO, W. Balanídeos como indicadores de poluição na Baía de Guanabara. **Rev. Bras. Biol.**, v. 34, n. 4, p. 633-644, 1974.
- LACOMBE, D.; RANGEL, E. F. Cirripédios de Arraial do Cabo, Cabo Frio. Rio de Janeiro. **Publicações Inst. Pesqui. Mar.**, v. 129, p. 1-12, 1978.
- LAGUNA, J. E. Shore barnacles (Cirripedia, Thoracica) and a revision of their provincialism and transition zones in the tropical eastern Pacific. **Bull. Mar. Sci.**, v. 46, n. 2, p. 406-424, 1990.
- LAWSON, J. L.; DAVENPORT, J.; WHITAKER, A. Barnacle distribution in Lough Hyne Marine Nature Reserve: a new baseline and an account of invasion by the introduced Australasian species *Elminius modestus* Darwin. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 60, p. 729-735, 2004.
- LOPES, R. M. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 439 p.
- MASI, M. R.; ZALMON, I. R. Zonação de comunidade benthica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 25, n. 4, p. 662-673, 2008.

- MAYER-PINTO, M. Recrutamento e crescimento de cirripédios na Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil. 2004. 87p. Dissertação (Mestrado) - Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro.
- MAYER-PINTO, M.; JUNQUEIRA, A. O. R. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. **Mar. Poll. Bull.**, v. 46, p. 1495-1503, 2003.
- NAEEM, S.; KNOPS, J. M. H.; TILMAN, D.; HOWE, K. M.; KENNEDY, T. ; GALE, S. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. **Oikos**, v. 91, p.97–108, 2000.
- NEHLS, G.; DIEDERICH, S.; THIELTGES, D. W.; STRASSER, M. Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control? **Helgol. Mar. Res.**, v. 60, p. 135–143, 2006.
- NEVES, C. S.; ROCHA, R. M.; PITOMBO, F. B.; ROPER, J. J. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. **Biofouling**, v. 23, n. 5, p. 319-330, 2007.
- ORENSANZ, J. M. L.; SCHWINDT, E.; PASTORINO, G.; BORTOLUS, A.; CASAS, G.; DARRIGRAN, G.; ELÍAS, R.; GAPP, J. J. L.; OBENAT, S.; PASCUAL, M.; PENCHASZADEH, P.; PIRIZ, M. L.; SCARABINO, F.; SPIVAK, E. D.; VALLARINO, E. A. No longer pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. **Biol. Invasions**, v. 4, p. 115-143, 2002.
- PANNACCIULLI, F. G.; RELINI, G. The vertical distribution of *Chthamalus montagui* and *Chthamalus stellatus* (Crustacea, Cirripedia) in two areas of the NW Mediterranean Sea. **Hydrobiologia**, v. 426, p. 105-112, 2000.
- PILSBRY, H. A. The sessil barnacles (Cirripedia) contained in the collections of the U. S. National Museum: including a monograph of the American species. **Bull. U. S. Natl. Mus.**, v.93, p.1-366, 1916.
- RACE, M. S. Competitive displacement and predation between introduced and native mud snails. **Oecologia**, v. 54, p. 337 347, 1982.
- ROCHA, R. M.; CANGUSSU, L. C.; BRAGA, M. P. Stationary substrates facilitate bioinvasion in Paranaguá bay in southern Brazil. **Brazil. J. Oceanogr.**, v. 58, p. 219-231, 2010.
- RUIZ, G. M.; FOFONOFF, P.; HINES, A. H.; GROSHOLZ, E. D. Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities: Assessing invasion impacts and interactions. **Limnol. Oceanogr.**, v. 44, p. 950–972, 1999.
- RUIZ, G.M.; FOFONOFF, P.W.; CARLTON, J.T.; WONHAM, M.J.; HINES, A.H. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 31, p. 481–53, 2000.
- SÁNCHEZ, I.; FERNANDEZ, C.; ARRONTEZ, J. Long-term changes in the structure of intertidal assemblages after invasion by *Sargassum muticum* (Phaeophyta) **J. Phycol.**, v. 41, p. 942-949, 2005.
- SCHWINDT, E. The invasion of the acorn barnacle *Balanus glandula* in the south-western Atlantic 40 years later. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.**, v. 87, p. 1219-1225, 2007.
- SEVERINO, A.; RESGALLA JR., C. Descrição dos estágios larvais de *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) e sua variação temporal na enseada de Itapocoroy (Santa Catarina, Brasil). **Atlântica**, v. 27, n. 5-16, 2005.
- SILVA, J. S. V. Comunidades macrobentônicas de substratos consolidados naturais e artificiais da Baía de Sepetiba /RJ com ênfase na dinâmica de espécies introduzidas. 2008. 215p. Tese (Doutorado) – Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro.
- SILVEIRA, N. G.; SOUZA R. C. C. L.; FERNANDES, F. C.; SILVA, E. P. Occurrence of *Perna perna*, *Modiolus carvalhoi* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) and *Megabalanus*

- coccopoma* (Crustacea, Cirripedia) off Areia Branca, Rio Grande do Norte State, Brazil. **Biociências**, v. 14, n. 1, p. 89–90, 2006.
- SOUTHWARD, A. J.; BURTON, R. S.; COLES, S. L.; DANDO, P. R., DeFELICE, R., HOOVER, J.; PARNELL, P. E.; YAMAGUCHI, T.; NEWMAN, W. A. Invasion of Hawaiian shores by an Atlantic barnacle. **Mar. Ecol. Progr. Ser.**, v. 165, p. 119-126, 1998.
- STACHOWICZ, J. J.; FRIED, H.; OSMAN, R.W.; WHITLATCH, R. B. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. **Ecology**, v.83, n. 9, p. 2575-2590, 2002.
- STACHOWICZ, J. J.; WHITLATCH, R. B.; OSMAN, R. W. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. **Science**, v. 286, p. 1577–1579, 1999.
- VALLARINO, E. A.; ELIAS, R. The dynamics of an introduced *Balanus glandula* population in the southwestern Atlantic rocky shores. The consequences on the intertidal community. **Mar. Ecol.**, v. 18, n. 4, p. 319-335, 1997.
- VAN SYOC, R. Barnacles. In: Wehrtmann, I.S., Cortés, J. (Eds.), Marine Biodiversity of Costa Rica. Central America. Springer, New York, pp. 283–289, 2009.
- WASSON, K.; FENN, K.; PEARSE, J. S. Habitat differences in marine invasions of central California. **Biol. Invasions**, v. 7, p. 934-948, 2005.
- YOUNG, P. S.; Taxonomia e distribuição da subclasse cirripédia no Atlântico Sul Ocidental. 1987. 315 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociência, USP, São Paulo.
- YOUNG, P. S. The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. **Bol. Mus. Nac., Série Zoologia**, v. 356, p. 1-36, 1994.
- YOUNG, P.S., Maxillopoda. Thecostraca. In: P.S. Young (Ed.) **Catalogue for Crustacea from Brazil**, Série Livros 7, Rio de Janeiro, p. 263-285, 1998.
- YOUNG, P.S. Cirripedia Thoracica (Crustacea) collected during the “Campagne de La Calypso (1961–1962)” from the Atlantic shelf of South America. **Zoosystema**, v. 22, n.1, p. 85–100, 2000.
- ZABIN, C.; HADFIELD, M. G. Do locals rule? Interactions between native intertidal animals and a Caribbean barnacle in Hawaii. **Pac. Sci.**, v. 56, p. 235-236, 2002.